

**Hvor godt fungerer
marine
bevaringsområder?
En litteraturstudie**

SALT RAPPORT 1090



Rapporttittel

Hvor godt fungerer marine bevaringsområder? En litteraturstudie

Rapport nr.

SALT Rapport nr 1090
M-2888|2024

Dato

10.12.2024

Antall sider

75

Oppdragsgiver

Miljødirektoratet

Oppdragsgivers referanse

Matilde Skogen Chauton

Prosjektleder

Marthe Larsen Haarr

Kvalitetskontroll

Kjersti Eline Tønnessen Busch

Forfatter(e)

Alf Ring Kleiven, Helene Skjeie Thorstensen, Kjell Magnus Norderhaug, Gro van der Meeren, Katherine Mary Dunlop, Susanna Huneide Thorbjørnsen, Albert Fernández Chacón, Terje van der Meeren, Even Moland, Mette Skern-Mauritzen, Lis Lindal Jørgensen, Marthe Larsen Haarr

Grafisk design

Anders Balteskard

Fotograf omslagsbilde

Erling Svendsen

Sammendrag

SALT og Havforskningsinstituttet har på oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet en «Kunnskapssyntese om virkninger av marine verneområder for økosystemfunksjon og potensial for høsting i omkringliggende områder» (saknummer 2024/3032). Med bakgrunn i Stortingsmeldingen Heilskapleg nasjonal plan for bevaring av viktige område for marin natur har regjeringen et uttalt mål om å styrke kunnskapen om effekter av marine verneområder i Norge, og ønsker å få gjennomført en kunnskapssyntese om virkninger av marine verneområder for økosystemfunksjon og muligheter for høsting av levende ressurser i omkringliggende områder.

© SALT Lofoten AS, Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten eller gjengivelse på annen måte er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra SALT.

INNHOILDSFORTEGNELSE

Sammendrag	5
Summary	8
1. Introduksjon	10
1.1 Formål med marint vern.....	10
1.2 Å måle effekter av bevaringsområder	12
1.3 Beskyttelsesnivå	15
1.4 Rapportens formål	18
2. Systematisk litteratursøk	19
2.1 Synteseartikler	19
2.2 Original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis	22
2.3 Studier fra norske og omkringliggende havområder	26
3. Generelle globale trender	27
3.1 Effekter innenfor bevaringsområdets grenser	27
3.1.1 Tetthet og biomasse	27
3.1.2 Alders- og størrelsessammensetning	30
3.1.3 Artsmangfold og -sammensetning.....	31
3.1.4 Habitater	32
3.1.5 Økosystemfunksjon	33
3.1.6 Motstandsdyktighet.....	34
3.1.7 Andre effekter	35
3.2 Effekter utenfor bevaringsområdets grenser	35
3.3 Fullt- versus delvis beskyttede områder	38
4. Tempererte havområder	40
5. Havområder Norge grenser til	45
5.1 Skagerrak og Kattegat	45
5.2 Nordsjøen.....	51
5.3 Norskehavet og Barentshavet	54
5.4 Metoder for datainnsamling	55
6. Sammenstilling og diskusjon av hovedfunnene	56
6.1 Globale syntese- og metastudier	56
6.1.1 Bevaringseffekter	56
6.1.2 Effekter av bevaring i omkringliggende områder.....	58

6.2 Nord-Atlanteren og havområder som Norge grenser til	60
7. Marin bevaring i en norsk forvaltningskontekst.....	62
Litteraturliste	67
Figurliste	74
Tabelliste.....	75

«There is no solution available, I assure you, to save Earth's biodiversity other than the preservation of natural environments in reserves large enough to maintain wild populations sustainably. Only Nature can serve as the planetary ark»

– Edward O. Wilson, The creation: An Appeal to Save Life on Earth

SAMMENDRAG

Litteraturgjennomgang av 54 syntese- og metastudier globalt viser at marine bevaringsområder har store positive effekter, dersom områdene er fullt eller høyt beskyttet (inkludert forbud mot fiske og annen høsting). Suksesskriterier for positiv respons i marine bevaringsområder er blant annet null-fiske, håndhevelse, tid, størrelse og isolasjon. Effektene er raskest og tydeligst på arter som blir direkte påvirket av fiskeriene, såkalte målarter. Her er det klare effekter på tetthet, individstørrelse og biomasse. Videre viser litteraturgjennomgangen at artsmangfoldet øker. Mens det finnes studier som viser positive effekter på habitater og økosystemfunksjoner, finnes det andre som ikke finner slike effekter. Positive effekter er observert i tempererte så vel som tropiske områder. Videre er effekter positive i områder i nær tilknytning til elver og befolkningstette områder så vel som i mer avsidesliggende områder. Det er større variasjon i effekter i bevaringsområder med delvis beskyttelse fra fiskeri. Dette kan blant annet knyttes til at delvis beskyttede områder har stor grad av variasjon i reguleringer. Litteraturstudien viser at naturens selvreparerende evne er stor, og at økosystemene kan gjenoppbygges og bevares. Dette kan imidlertid ta lang tid, og et bevaringstiltak på minimum 15 år er derfor tilrådelig. Gitt at bevaringsområdene har positive effekter på tetthet og biomasse på målarter, så viser en overvekt av studiene at spill-over til omkringliggende områder forekommer i ulik grad. Det er derimot færre studier på effekter i omkringliggende områder enn på effekter innenfor. Noen studier viser at bevaringsområder over tid kan styrke økosystemenes motstandskraft mot globale endringer, men her er kunnskapsgrunnet mer sparsomt.

Litteraturgjennomgangen av 79 regionale studier fra Nord-Atlanteren og havområder som Norge grenser til viser mer varierende resultater enn de globale syntesestudiene. Det er relativt få studier på null-fiskeområder nord for Portugal. En større andel av studiene var på delvis beskyttede områder med en høy grad av variasjon i fiskerireguleringer innenfor de marine bevaringsområdene. En mer inngående meta-studie i dette havområdet hadde vært nyttig, men det var ikke rom for dette i rapportarbeidet. Null-fiskeområder i Sverige stikker seg frem med solid forskningsdesign og lengre tids overvåkning. Områdene varierer i størrelse, og effektene i enkeltområder er varierende. Men en meta-analyse av alle områdene samlet viser at fangst per enhet innsats av målartene var 3,8 ganger høyere sammenlignet med kontrollområdene etter seks år. Samtidig økte andelen av gamle og større individer. Fredningsområder for hummer, som kan karakteriseres som delvis beskyttede områder, har blitt etablert i både Sverige og Norge. Her viser flere studier betydelige positive effekter med større tetthet og økt gjennomsnittsstørrelse på hummer. Samtidig er det observert interspesifikke interaksjoner, der tettheten av taskekrabbe har gått betydelig ned. Det er studier som viser at hummerfredningsområder kan ha positive effekter også på torsk og ulike arter av leppefisk. Det kunne med fordel vært flere studier som så på hummerfredningsområders effekter på fiskesamfunn og bredere økosystemeffekter.

Vi har ikke funnet publiserte studier på effekter av marine verneområder etablert gjennom naturmangfoldloven. Dette er uheldig, da det derfor er svært begrenset kunnskap om økologisk tilstand i de norske marine verneområdene. Dermed er det også krevende å direkte identifisere eventuelle behov for endringer i reguleringene. Men basert på internasjonal forskningslitteratur er det ikke grunnlag til å forvente positive effekter på økosystemet i norske marine verneområder. Dette skyldes i hovedsak liberale reguleringer på fiskeri. Vi peker på at norsk marin verneplan ikke er oppdatert med beste tilgjengelige kunnskap om marine bevaringsområder. Det bør derfor vurderes å revidere marin verneplan og inkludere oppdatert forskningsbasert kunnskap i fremtidig verneplanarbeid sett i sammenheng med naturavtalen.

Et nettverk av marine bevaringsområder som ivaretar viktige og representative habitater og økosystemer i norske hav- og kystområder vil styrke robustheten i økosystemene og gjøre dem mer motstandsdyktige for økende klimarelaterte endringer som forventes å dominere påvirkning i fremtiden. Forskningsbaserte råd for design vil styrke potensialet for å oppnå de ønskede bevaringseffektene. Samtidig finnes det i dag en rekke verktøy og metoder for å involvere brukere og interessenter i implementeringsprosessene. Videre er det viktig å ha en adaptiv tilnærming til bevaringstiltakene. Dette krever for- og etterundersøkelser basert på overvåking i og utenfor bevaringsområdene (BACI-design). Med tett samarbeid mellom forvaltning og forskning kan det samles inn før- og etter-data, slik at tiltak kan justeres basert på ny kunnskap. Dette vil være suksesskriterier for å oppnå et godt forbundet nettverk av effektive marine bevaringsområder i norske hav- og kystområder.

SUMMARY

A review of 54 synthesis and meta-analysis globally shows that marine protected areas have significant positive effects if the areas are fully or highly protected (including bans on fishing and other harvesting). Success criteria for positive responses in marine protected areas include no-take zones, enforcement, time, size, and isolation. The effects are fastest and most pronounced on species directly impacted by fisheries, so-called target species. Clear effects are seen on density, individual size, and biomass. Furthermore, the review shows positive effects on biodiversity. While some studies demonstrate positive effects on habitats and ecosystem functions, others do not find such effects. Positive effects have been observed in both temperate and tropical areas. Additionally, effects are positive in areas close to rivers and densely populated regions as well as in more remote locations. There is greater variation in the effects in protected areas with partial fishing restrictions, which is linked to the high degree of regulatory variability in these areas. The synthesis indicates that nature's self-repairing ability is substantial and that ecosystems can recover. However, this can take a long time, and a conservation measure of at least 15 years is therefore advisable. Given that protected areas have positive effects on density and biomass of target species, a majority of the studies show that spillover into surrounding areas occurs to varying degrees. However, fewer studies examine effects in surrounding areas compared to effects within the protected zones. Some studies suggest that long-term protection may enhance ecosystems' resilience to global changes, but the knowledge base here is limited.

A review of 79 regional studies from the North Atlantic and seas bordering Norway yielded more variable results than the global synthesis studies. There are relatively few studies on no-take zones north of Portugal. A larger proportion of the studies focused on partially protected areas with significant regulatory variability within the marine protected areas. A more in-depth meta-study in this marine region would have been useful, but this was not prioritized in this report. No-take zones in Sweden stand out with solid research design and long-term monitoring. The areas vary in size, and the effects in individual areas are mixed. However, a meta-analysis of all areas combined shows that the catch per unit effort of target species was 3.8 times higher compared to control areas after six years. At the same time, the proportion of older and larger individuals increased. Lobster reserves, which can be characterized as partially protected areas, have been established in both Sweden and Norway. Several studies here demonstrate significant positive effects, such as higher density and increased average size. At the same time, interspecific interactions have been observed, where the density of edible crab has significantly decreased. Some studies suggest that lobster reserves may have positive effects on cod and various species of wrasse. More studies examining the effects of lobster reserves on fish communities and broader ecosystem impacts would be beneficial.

We found no published studies on the effects of marine protected areas established under Norway's Nature Diversity Act (naturmangfoldloven). This is unfortunate, as there is thus very limited empirical knowledge about the ecological status of Norway's marine protected areas. This also makes it challenging to directly identify potential needs for regulatory changes. However, based on international research literature, there is no basis for expecting positive ecosystem effects in Norwegian marine protected areas. This is mainly due to liberal fishing regulations. We point out that Norway's marine conservation plan is not updated with the best available knowledge on marine protected areas. It should therefore be considered to revise the marine conservation plan and include updated research-based knowledge in future conservation planning in line with the global biodiversity agreement (Kunming-Montreal protocol).

A network of marine protected areas that safeguards important and representative habitats and ecosystems in Norwegian marine and coastal areas will enhance ecosystem robustness and make them more resilient to increasing climate-related changes expected to dominate future impacts. Research-based guidance for design will strengthen the potential to achieve the desired conservation effects. At the same time, there are currently a variety of tools and methods to involve users and stakeholders in the implementation processes. Furthermore, it is important to take an adaptive approach to conservation measures. This requires before- and after-monitoring based on surveys inside and outside the protected areas (BACI design). Close collaboration between management and research can ensure early data collection, continuous monitoring and enabling measures to be adjusted based on new knowledge. These will be key success criteria for establishing a well-connected network of effective marine protected areas in Norwegian marine and coastal areas.

1. INTRODUKSJON

1.1 Formål med marint vern

Marint vern innebærer å begrense menneskelig aktivitet i et område og er ansett som viktig for å ivareta naturmangfoldet og for å opprettholde essensielle økosystemfunksjoner. På 1990-tallet startet en større internasjonal bevegelse for å permanent og fullt ut verne marine områder (Allison et al., 1998; Hilborn, 2014). Dette var initiert av bekymringer knyttet til nedgang i bestander av kommersielt utnyttede arter, som kollapsen av torskebestanden i nordvest-Atlanteren, samt for marine økosystemers generelle helse (Hilborn, 2014). Verden over har det vært en markant nedgang i en rekke fiskebestander og i biologisk mangfold; nesten en tredjedel av verdens fiskerier var ansett som kollapset i 2003 (Worm et al., 2006). Samtidig er økosystemer med naturlig biologisk mangfold og funksjon som regel mer produktive og robuste enn økosystemer som har fått redusert biomangfold og funksjon pga. menneskelige aktiviteter, og marint vern er vurdert til å være et effektivt forvaltningsverktøy for kontrollerer menneskelige aktiviteter for derigjennom å ivareta biologisk mangfold (Hilborn, 2014; Rogers et al., 2023; Sala & Giakoumi, 2018; Worm et al., 2006). Det internasjonale naturpanelets (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) rapport om den globale naturkrisen fra 2019 var et viktig grunnlag for internasjonale naturavtalen (Kunming-Montreal-rammeverket for naturmangfold) i 2022. Her ble det blant annet satt et mål om at 30 % av arealene langs kysten og i havet effektivt beskyttes innen 2030 (se naturavtalen, (Klima- og miljødepartementet, 2023)).

Med marine verneområder er det fremste målet å ivareta biologisk mangfold og funksjon. I Norge er marine verneområder etablert gjennom naturmangfoldloven. Men også andre arealbaserte forvaltningstiltak, slik som “fredningsområder for økning av hummerbestanden”, der ivaretagelse av det biologiske mangfoldet ikke har vært hovedmålet, kan indirekte bidra til bevaring av biologisk mangfold. Hvis slike arealbaserte tiltak bidrar til bevaring av biologisk mangfold kan de, basert på gitte kriterier, bli definert som en OECM («*Other area-based Effective Conservation Measures*» «*Andre effektive arealbaserte bevaringstiltak*») og bidra til internasjonal måloppnåelse for marin bevaring. Samtidig kan arealer som minner om OECMs ligge innenfor marine verneområder eller marine nasjonalparker; de kan da ikke regnes som et OECM, men har potensial for å styrke bevaringseffekten innenfor verneområdene. I Norge er for eksempel dette relevant for hummerfredningsområder etablert gjennom havressursloven innenfor grensene til marine nasjonalparker i Skagerrak (Hoel et al., 2023). Arealbaserte bevaringstiltak for enkeltarter kan også bli brukt i forbindelse med næringsdrift (f.eks. havbruk) som kan påvirke økosystemfunksjonen i et område. Hvorvidt slike områder kan klassifiseres som OECMs er en pågående diskusjon. Heretter benyttes samlebetegnelsen “marine bevaringsområder” for å dekke både marine verneområder (såkalte MPAs eller «*marine protected areas*») og OECMs.

Definisjoner

Marine bevaringsområder	Samlebetegnelse for områder som MPAs og OECMs
Spill-over	Biologiske effekter i omkringliggende områder i form av eksport av voksne individer (lekkasjeeffekt) og/eller eksport av egg og larver (rekrutteringseffekt)
Økosystemtjenester	Bidrag fra naturen til mennesker som for eksempel sjømat, karbonlagring i tareskog eller oksygenproduksjon fra plankton
Økosystemfunksjoner	Strømmen av energi og materialer gjennom de biotiske og abiotiske komponentene i et økosystem. Det inkluderer mange prosesser som biomasseproduksjon, trofisk overføring gjennom planter og dyr, næringscyklus, vanddynamikk og varmeoverføring.
Trofiske interaksjoner	Økologiske interaksjoner mellom organismer på ulike nivåer i næringskjeden, som rovdyr-byttedyr dynamikk

Globale og europeiske bevaringsmål, som nedfelt i for eksempel naturavtalen (Klima- og miljødepartementet, 2023) inkluderer beskyttelse ikke bare av biologisk mangfold, men også av hele økosystemer, deres funksjoner og økosystemtjenester mennesker nyter godt av. Flere begreper har blitt brukt for å definere økosystemfunksjoner, men kjernen i definisjonene er overføringen av energi og materialer mellom de ulike biotiske og abiotiske komponentene i et økosystem (Boero & Bonsdorff, 2007). Marine økosystemfunksjoner kan deles inn i tre hovedkategorier: overførsel av energi via trofiske koblinger (nivåer i næringskjeden) som beiting og predasjon, prosesser som bryter ned materiale og frigir det for nytt bruk, og individuelle arters tilstedeværelse og motstandsdyktighet (Boero & Bonsdorff, 2007). Økosystemfunksjoner er med andre ord en kombinasjon av økologiske prosesser, og kan (men ikke alltid) bidra til definerbare økosystemtjenester som kommer mennesker til gode (Garland et al., 2021; Keith et al., 2022).

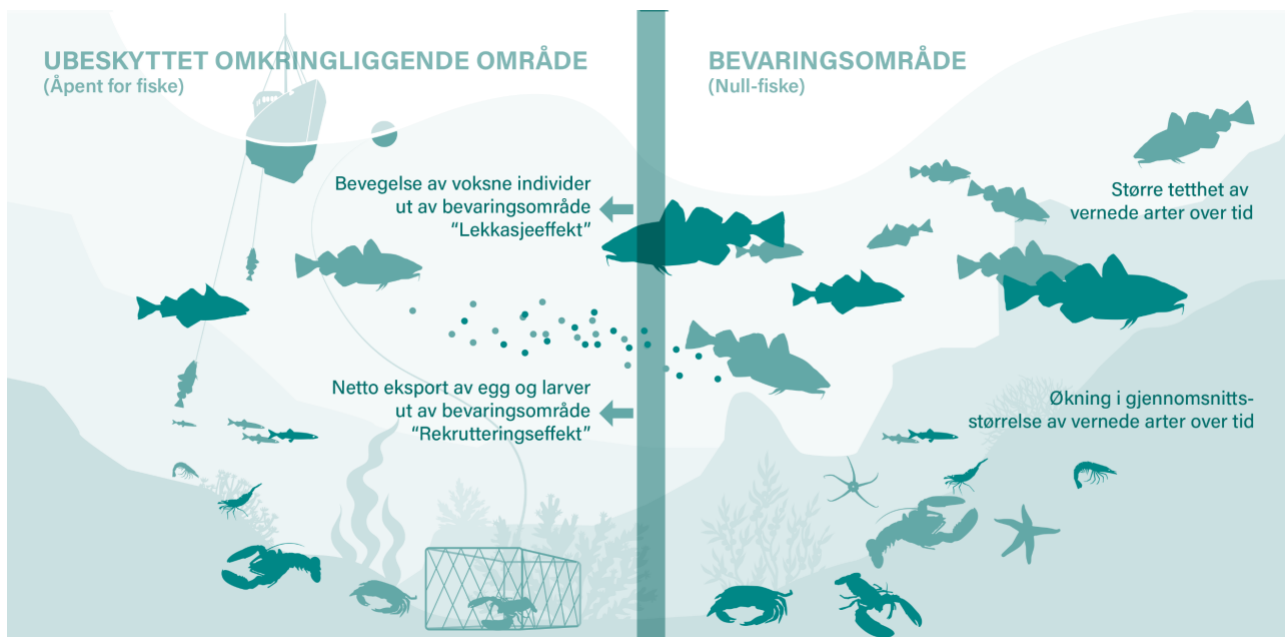
Avgjørende hensyn for effektivt vern

Det er tre hovedhensyn som er avgjørende for effektivt biologisk vern (Allison *et al.*, 1998):

- 1. Hva er de biologiske målene for beskyttelse?** Eksempler på mål inkluderer: å tilby uforstyrrede habitater, å gi arter fritak fra fiske, å fungere som spredningssentre for avkom til omkringliggende områder, eller å opprettholde høyt biologisk mangfold.
- 2. Hvilke typer menneskelige aktiviteter er begrenset?** Begrensninger kan gjelde kommersielt og/eller sportsfiske (få eller alle arter vernet), personlig eller subsistensinnsamling, annen industri- og næringsaktivitet (havbruk, oppankring, byggevirkosomhet, osv.), turisme, utdanning og/eller forskning.
- 3. I hvilken grad følges eller håndheves disse begrensningene?** Dette kan variere fra svært sterk etterlevelse til ingen reell beskyttelse i det hele tatt. Selv om beskyttelsen på papiret kan være streng, kan etterlevelsen være svak.

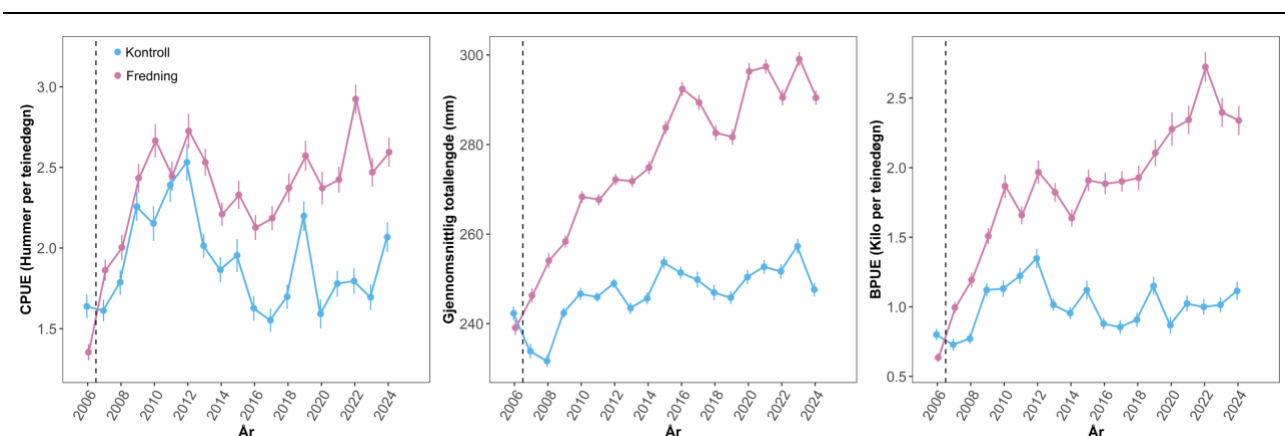
1.2 Å måle effekter av bevaringsområder

For å avgjøre hvor vidt et vern oppfyller fastsatte mål etter implementering må de overvåkes og evalueres, og da ideelt med baseline-data fra før bevaringsområdet var opprettet. Dette praktiseres i varierende grad. For eksempel gjennomføres systematisk overvåking i kun 16 % av de nesten 900 marine bevaringsområdene i Middelhavet og Svartehavet (Giakoumi *et al.*, 2024). Når man skal studere effekter av marine bevaringsområder, kan disse effektene grovt deles i to: (1) Effekter innenfor bevaringsområder, og (2) effekter i omkringliggende områder (utenfor bevaringsområdet) (Figur 1).



Figur 1: Illustrasjon av et utvalg teoretiske effekter av marine bevaringsområder.

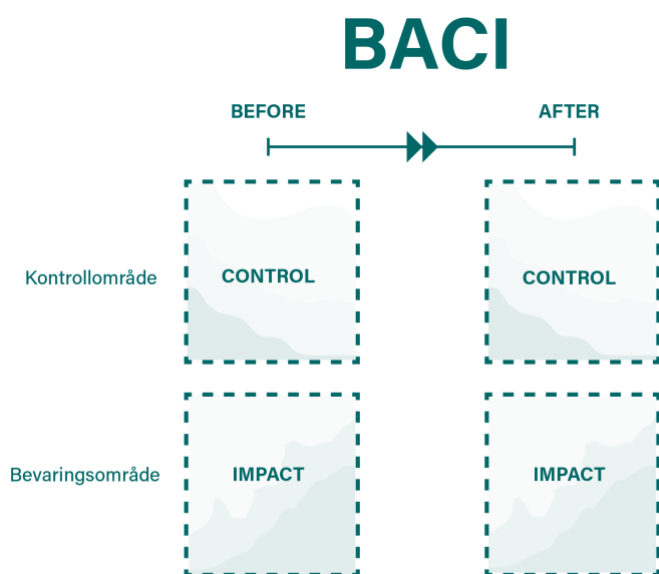
Det er mange ulike måter å måle et bevaringsområdes virkninger, fra effekter på biologisk mangfold, biologisk produksjon på ulike nivåer i næringskjeden, respons i bestander av ulike målarter (spesielt utvalgte indikatorarter for det regulerte området), til økonomiske effekter, lokalt engasjement og holdninger (Gallacher et al., 2016). I denne kunnskapssammenstillingen er søkelys rettet mot biologiske effekter på marine arter og økosystem. Innenfor et bevaringsområde studerer man eksempelvis hvordan biologisk mangfold eller tettheten, alders- og størrelsessammensetningen, og biomassen av målartene utvikler seg over tid (Figur 2). Andre undersøkelser kan være reproduktivt potensial, bevaring av sjeldne eller truede arter, etablering av fremmede arter, genetisk diversitet, habitat og motstandsdyktighet mot for eksempel klimaendringer.



Figur 2: Tre ulike målinger av effekter, eksemplifisert ved hummerfredningsområder i Skagerrak. Venstre: Fangst-Per-Enhet-Innsats (CPUE) som en indikator på endring i tetthet. Midten: Gjennomsnittsstørrelse som en indikator på størrelsessammensetning. Høyre: Kilo per teinedøgn, som en indikator på biomasse. Biomasse er da en kombinasjon av tetthet og størrelse (vekt). Kilde: Oppdatert av Sørvalen fra Knutsen et al. (2022).

Effekter på omkringliggende områder, såkalt spillover, kan blant annet måles som netto eksport av voksne individer (lekkasjeeffekt) og av egg og larver (rekrutteringseffekt) ut av bevaringsområdet (Di Lorenzo et al., 2020). Disse knyttes ofte til et høstingspotensial (for eksempel effekter på fiskeriene) og kan potensielt være både negative (for eksempel tap av fiskbart areal, økt fisketrykk i åpne områder og lengre reise til fiskefelt) eller positive (for eksempel økte bestander og fangster i omkringliggende områder på grunn av spillover fra bevaringsområdene). Effekter inne i bevaringsområdene er ofte mindre krevende å dokumentere enn effekter på omkringliggende områder.

Mange ulike metoder er brukt for å måle effekter av bevaringsområder, som også påvirker styrken av bevisgrunnlaget for at tiltaket virker. En etablert forskningsmetode basert på BACI-design (Before-After-Control-Impact, Figur 3), kan styrke resultatenes konklusjoner (Miller & Russ, 2014). BACI metoden gjør det mulig å måle endringer i bevaringsområdet og skille effekter av vern fra naturlig variasjon ved å samle inn data før (B, before) innføring av vernet i bevaringsområdet (I, impact) og kontrollområde(r) (C, control) for så å gjenta etter (A, after) oppretting av vernet, både i bevaringsområdet og kontrollområdet, før en sammenligning gjennomføres. Et BACIP-design (Before-After-Control-Impact-Paired) viser til at det har blitt gjennomført datainnsamling i flere bevaringsområder og kontrollområder (paired replicates). Men ofte kommer forskningen først i etterkant av innføring av bevaringsområdet, og forskningsdesign må tilpasses deretter. Slike tilpasninger kan blant annet være basert på et ACI-design (After-Control-Impact) eller ACIP der man har flere bevaringsområder og kontrollområder som måles opp imot hverandre. Slike studier kan også bidra til kunnskap om effekter av marine bevaringsområder selv om konklusjonene kan ha en høyere grad av usikkerhet enn i fra BACI(P)- metoder.



Figur 3: Illustrasjon av de ulike aspektene ved forsknings- og overvåkingsdesign når hypotetiske effekter av vern skal undersøkes. Øvre rad representerer et ubeskyttet kontrollområde og nedre rad bevaringsområde. Kolonnene representerer tid hvor venstre kolonne er før vern trer i kraft og høyre kolonne er etter at vern er implementert. Det foretrukne studiedesignet er det som refereres til som BACI: «before – after, impact – control» og som betyr at studien har data fra både innenfor og utenfor verneområdet, samt før og etter vern ble implementert.

1.3 Beskyttelsesnivå

Et viktig mulig forklaringsselement når man skal analysere effekter i marine bevaringsområder er hvordan de forvaltes (blant annet med hensyn til reguleringsnivå). Marine bevaringsområder kommer i mange former fra minimalt beskyttet til fullt beskyttet (Grorud-Colvert et al., 2021). Det er stor spennvidde i reguleringer for delvis beskyttede områder. Eksempelvis for Norge kan både hummerfredningsområder (i hovedsak kun lov å fiske med stang, snøre eller not) og marine nasjonalparker (der det er få begrensninger på fiskerier) karakteriseres som «delvis beskyttede» områder. Nylig ble det publisert en studie som evaluerte beskyttelsesgraden for alle marine bevaringsområder i EU (Aminian-Biquet et al., 2024). Studien viste at 11,4 % av EUs havområder var angitt som marine verneområder, men bare 0,2 % var fullt beskyttet; 86 % av arealet av de marine bevaringsområdene ble kategorisert som lavt beskyttet eller inkompatibelt (uforenlig) med bevaring.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) operer med seks ulike nivåer av beskyttelse, og Day et al. (2019) har utarbeidet en veileder for å implementere IUCN-kategorier i forvaltningen. Kategori 1a er strengt beskyttet, der fjerning av arter eller modifisering, uttak eller innsamling av ressurser (for eksempel gjennom fiske, sinking og mudring) ikke kan foregå. I kategori 6 som har den laveste graden av beskyttelse, er hovedformålet å beskytte naturlige økosystemer igjennom at bruke naturressurser på en bærekraftig måte. Dette betyr at bevaring og bærekraftig bruk kan sameksistere. Selv ikke i kategori 6 er industrielt fiske, industri-skala akvakultur, utslipp av ubehandlet avløpsvann, gruvedrift og etablering av fysisk infrastruktur kompatibelt med vern (dvs. tillatt).

IUCN har definert industrielt fiske som (oversatt fra IUCN (2021) til norsk i Kleiven et al. (2024)):
Motoriserte fartøy (>12 m lang x 6 m bred) med kapasitet på >50 kg fangst/tur, som krever substansiell finansiering for konstruksjon, vedlikehold, og operasjon og for det meste solgt kommersielt, samt all fiske som bruker trålredskap som blir slept eller tauet over havbunnen eller gjennom vannsøylen, og fiske som bruker snurpenot og store liner, er definert som industrielt fiske.

Det har vært ytterligere faglig utvikling for å forstå hvilke forvaltningstiltak som må til for å oppnå bestemte IUCN-kategorier i bevaringsområdene. I 2021 ble “The MPA guide” publisert i tidsskriftet *Science* (Grorud-Colvert et al., 2021). Her presenteres et forskningsbasert, forvaltnings- og politikk-relevant rammeverk for å kategorisere, evaluere og planlegge marine bevaringsområder. Rammeverket inkluderer fire ulike nivåer av beskyttelse:

- i) *Fullt beskyttet* – ingen påvirkning fra ekstraktive eller destruktive aktiviteter.
- ii) *Høyt beskyttet* – kun lettere ekstraktive aktiviteter med lav total påvirkning kan tillates.
- iii) *Lettere beskyttet* – noe beskyttelse av naturmangfoldet eksisterer, men moderat til betydelig ressursuthenting og andre påvirkninger er tillatt.

- iv) *Minimalt beskyttet* – omfattende ressursuthenting og andre påvirkninger er tillatt, men området oppnår fortsatt noen bevaringsmål.

Innenfor alle kategorier er det anbefalt at det ikke tillates industrielt fiske.

I forskningslitteraturen rapporteres sjelden graden av beskyttelsesnivå i de studerte bevaringsområdene som er delvis beskyttet. Som hovedregel rapporteres det om bevaringsområdet er fullt beskyttet (inkl. null-fiske), mens andre bevaringsområder rapporteres ofte kun som delvis beskyttet uten videre kategorisering. I denne litteratursyntesen er det derfor i hovedsak operert med kategoriene fullt beskyttet (inkl. null-fiske), delvis beskyttet, og ubeskyttet (ikke marint bevaringsområde og ofte kalt kontrollområde i forskningslitteraturen) hvis ikke mer detaljert informasjon foreligger.

Begrep og forkortelser

ACI	“After – Control – Impact” . Studiedesign uten data fra bevaringsområdet før tiltaket ble implementert, men hvor det er gjennomført en romlig sammenligning av status innenfor et bevaringsområde og et ubeskyttet kontrollområde.
ACIP	“After – Control – Impact – Paired” . Parvis ACI-design hvor det er mer enn ett par med bevarings- og kontrollområder.
BA	“Before – After” . Studiedesign hvor et område studeres før og etter implementering av tiltak, men uten å sammenlignes med et ubeskyttet kontrollområde.
BACI	“Before – After – Control – Impact” . Studiedesign hvor et område studeres før og etter implementering av tiltak, i tillegg til et ubeskyttet kontrollområde i de samme tidsperiodene.
BACIP	“Before – After – Control – Impact – Paired” Parvis BACI-design hvor det er mer enn ett par med bevarings- og kontrollområder.
BPUE	“Biomass-per-unit-effort” eller biomasse fanget per enhet innsats. F.eks. kg hummer per teine per 24 timer.
CPUE	“Catch-per-unit-effort” / “Fangst per enhet innsats” . F.eks. antall hummer per teine per døgn.
MPA	“Marine Protected Area” . Marine verneområder hvor menneskelig aktiviteter begrenset for å beskytte naturmangfold og økosystemfunksjon.
No-take zone (NTZ)	Bevaringsområder der all fiske og annen ressursuthenting er forbudt. Her i rapporten brukes uttrykket “null-fiskeområde” .
OECM	“Other Effective area-based Conservation Measures” . Andre effektive areal-baserte bevaringstiltak med andre hovedmål enn å opprettholde marint biologisk mangfold, men som fortsatt bidrar til marin bevaring.
PRISMA	“Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols” . En internasjonalt anerkjent metode for gjennomføring og dokumentering av litteratursøk for syntese studier.

1.4 Rapportens formål

Effekten av marine bevaringsområder avhenger av hvor godt de er designet og hvilke restriksjoner som gjelder. For å oppnå høy bevaringseffekt er det viktig at både tiltak, forvaltning og politikktutforming støtter seg på beste tilgjengelige kunnskap. Målet med denne kunnskapssyntesen er å samle dokumenterte virkninger av marine bevaringsområder og effekter i omkringliggende områder i en global og norsk kontekst og bidra til å styrke kunnskapsgrunnlaget for fremtidig marin bevaring.

Det foreligger store mengder forskning på temaet marine bevaringsområder, inkludert en lang rekke ulike syntese- og metastudier. Litteratursøket og datainnsamlingen ble derfor gjennomført på tre nivåer (Figur 4). På første nivå (nivå 1) ble det søkt etter allerede publiserte synteseartikler og systematisert globale trender og identifisert eventuelle kunnskapsmangler. Her var det ikke satt noen geografiske begrensinger og det er laget en oversikt over relevante globale syntesestudier og større vitenskapelige arbeider som strekker seg over flere hav eller større regioner. På andre nivå (nivå 2) var søket begrenset til fagfelleverdert original forskning med en geografisk begrensing til Nord-Atlanteren og Arktis. I dette området har enkeltstudier har potensielt høyere overføringsverdi for norsk forvaltning og politikktutforming enn enkeltstudier fra tropiske og fjerntliggende havområder. På siste nivå (nivå 3) var søket utvidet til å også inkludere “grå litteratur” (rapporter publisert utenfor internasjonale fagfelleverderte journaler) fra norske havområder og havområder Norge grenser til (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) for å bruke så mye tilgjengelig kunnskap som mulig der den er mest relevant. Innenfor de tre nivåene var det søkt etter litteratur på biologiske effekter av marint vern innenfor og utenfor bevaringsområder med tanke på bestander, arter, samfunn, økosystemer og potensiale for høsting. Ulike sosioøkonomiske effekter falt utenfor omfanget av denne syntesen.



Figur 4: Oversikt over de tre nivåene i litteratursøket.

2. SYSTEMATISK LITTERATURSØK

Systematiske litteratursøk er gjennomført etter PRISMA-retningslinjene (Moher et al., 2015; Shamseer et al., 2015). Søk for fagfellevurdert litteratur er gjennomført i Scopus. Grålitteratur er søkt etter i Google, Google Scholar og interne publikasjonslister.

For hvert søk var en første filtrering gjennomført basert på kun tittel for å sortere bort artikler fra åpenbart irrelevante fagområder (f.eks. matsikkerhet, olje og gass). Artikler på språk annet enn engelsk eller skandinavisk var også ekskludert uten videre evaluering uansett tema. Deretter var sammendrag (abstract) lest for de resterende artiklene for videre vurdering av relevans. Artikler som slapp gjennom andre filtrering ble vurdert i sin helhet.

Hovedkriteriet for alle runder med filtrering av litteratur var at disse måtte omhandle biologiske effekter av marine bevaringsområder.

Ved evaluering av tittel og sammendrag ble konsekvent konservativt behandlet og alle usikre artikler tatt med til neste steg. Alle artikler hvor sammendraget antydte at en hvilken som helst effekt på biota, habitat eller økosystemer var studert ble tatt med for videre gjennomgang av hele artikkelen. Artikler hvor vern var nevnt kun som et behov, hvor et bevaringsområde var arena for studier på andre tema (f.eks. klimaendringer) uten at effektene av vern ble evaluert, eller som kun beskrev mulige metoder for overvåking, reguleringer eller prosesser rundt etablering av bevaringsområder var ekskludert fra den endelige litteraturlisten.

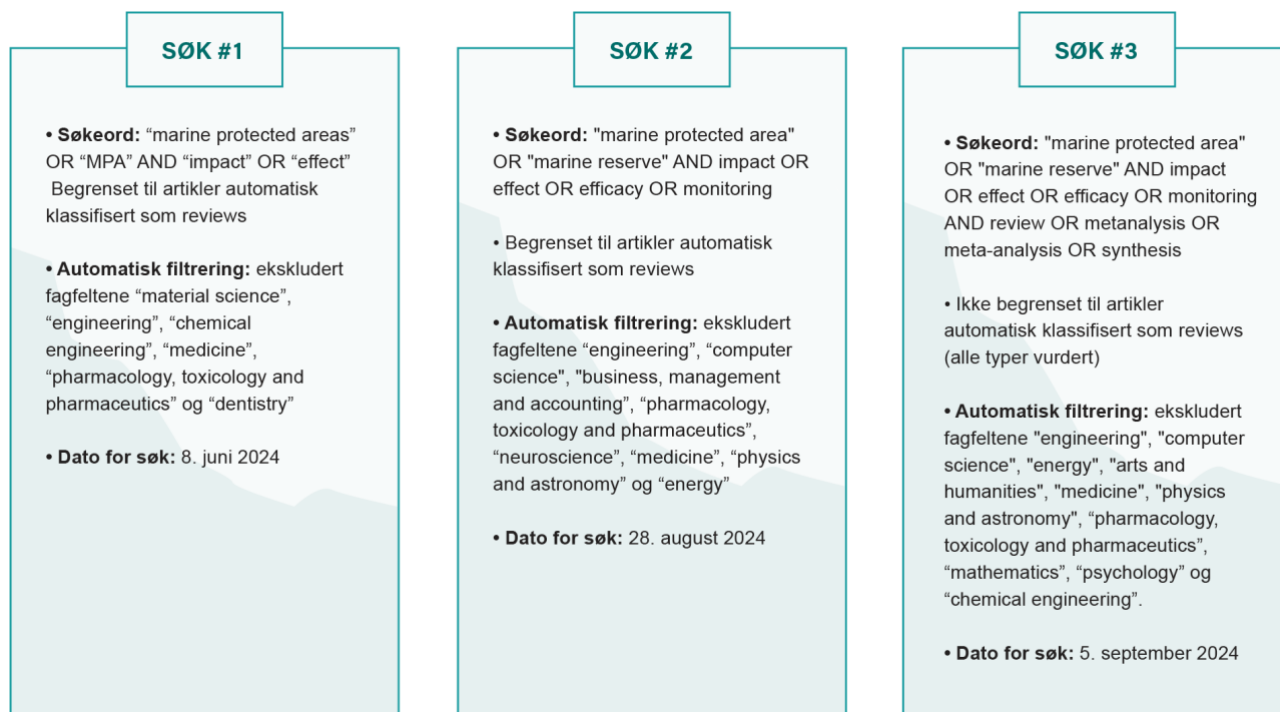
I tillegg til søk i Scopus ble noen artikler lagt til gjennom såkalt «snowballing» hvor referanser sitert i andre godkjente artikler, men som ikke dukket opp i søk ble ansett som relevant. Et utvalg artikler ble også lagt til basert på personlig kjennskap til disse eller som resultat av sekundære søk i Scopus ved nedlasting av artikler hvis sammendrag var godkjent.

Nyansene i litteratursøkene for hvert av de tre nivåene i datainnsamlingen beskrives i detalj under.

2.1 Synteseartikler

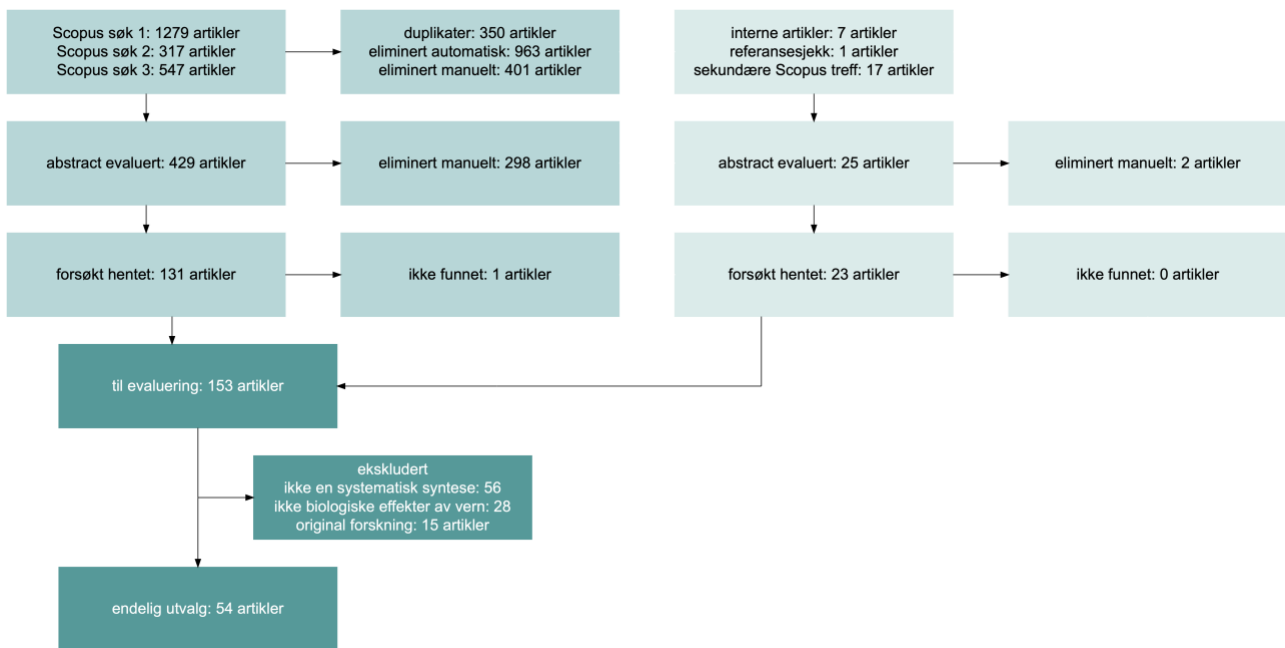
Søkeord, -dato og automatisk filtrering under søk etter synteseartikler er oppsummert i Figur 5. I tillegg til de felles kravene for litteratur som omhandler biologiske effekter av marint vern ble all original forskning, inkludert modelleringsstudier av enkeltscenarier (f.eks. ett teoretisk bevaringsområde), ekskludert. Under gjennomlesing av artikler ble det satt krav til en systematisk

syntese eller meta-analyse. Med andre ord var kun syntesestudier som inneholdt en metodebeskrivelse for litteratursøk og/eller datainnsamling, samt en oppsummering av resultater fra dette, godkjent for endelig inkludering.



Figur 5: Søkekriterier for syntesestudier (nivå 1) før påbegynnelse av manuell filtrering. Alle søk var gjort i databasen Scopus, og søkeord søkt i tittel, abstract og nøkkelord.

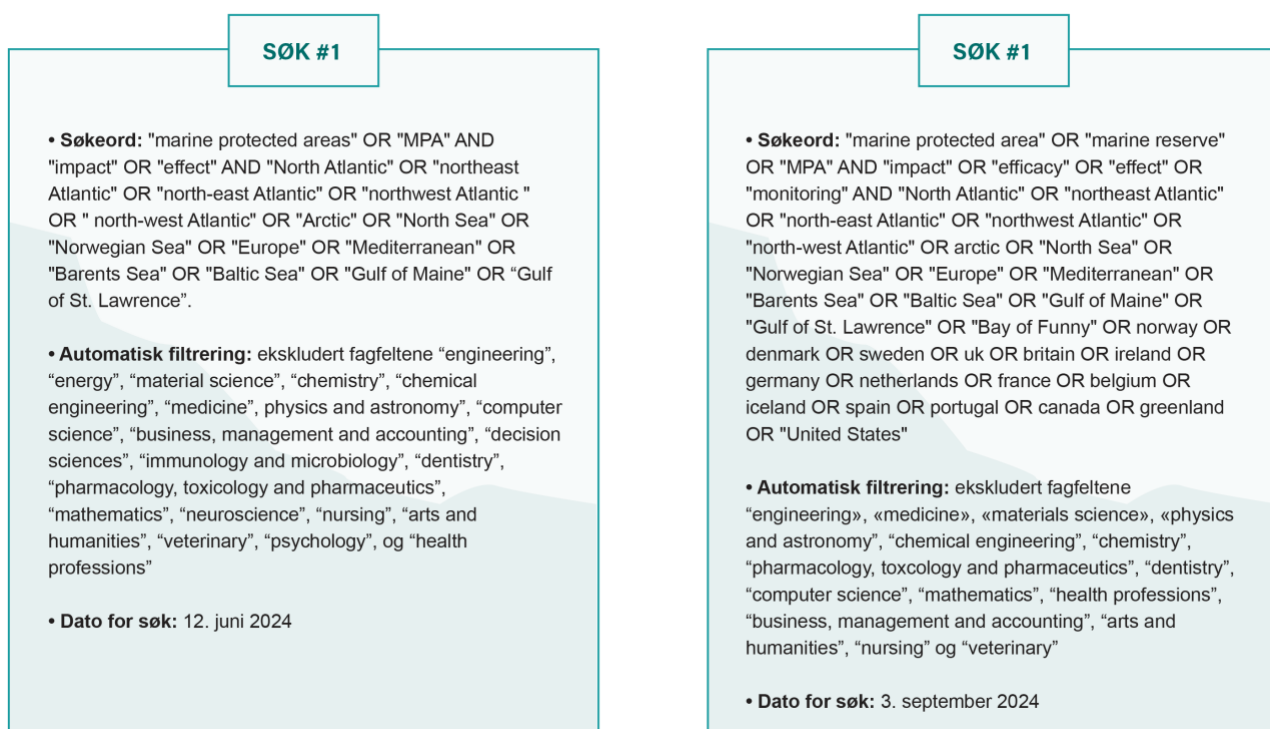
Til sammen ble 2 143 artikler funnet i de tre søkene, hvorav 350 var duplikater mellom søk og 963 ble ekskludert av automatiserte verktøy (Figur 6), i dette tilfellet av fagfeltklassifiseringen i Scopus. Ytterligere 20 artikler ble funnet gjennom andre kilder som referansesjekk av godkjente artikler (såkalt «snowballing»). Til sammen ble 453 sammendrag evaluert, hvorav 154 artikler ble tatt videre for full evaluering. Én av disse artiklene hadde vi ikke bibliotektilgang til og klarte ikke oppdrive på andre måter (f.eks. via ResearchGate). Det var derfor 153 artikler som ble gjennomgått i sin helhet. Av disse ble 99 ekskludert av ulike årsaker, hovedsakelig på grunn av at de ikke var systematiske synteser med beskrivelse av metoder og resultater (Figur 6). Dette resulterte i en endelig litteraturliste for syntesestudier på 54 artikler. Disse 54 artiklene ble gjennomgått og oppsummert individuelt (se kapittel 3).



Figur 6: PRISMA-diagram for synteseartikler (nivå 1) litteratursøk.

2.2 Original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis

Søkeord, -dato og automatisk filtrering under søk etter synteseartikler er oppsummert i Figur 7. I tillegg til de felles kravene for litteratur som omhandler biologiske effekter av marint vern var det spesifikt krevd at dette ble studert ved hjelp av en sammenligning av før og etter vern ble implementert eller i og utenfor bevaringsområder, eller begge disse. Modelleringsstudier og studier som benyttet fangst – gjenfangstmetoder (mark-recapture) for å predikere eller måle effekter av vern ble også vurdert. Studier som kun hadde målt status innenfor en MPA, eller som kun omfattet baseline studier før vern fikk effekt, beskrev utbredelse av arter og overlapp med vernede områder o.l., ble ekskludert. Artikler ble geografisk avgrenset til Nord-Atlanteren nord for Cape Hatteras i USA og Gibraltar i Europa (>35°N), samt Polhavet. Kun originale forskningsartikler i fagfelleverderte vitenskapelige tidsskrift ble tatt videre til evaluering.



Figur 7: Søkekriterier for nivå 2 før påbegynnelse av manuell filtrering. Alle søk ble gjort i databasen Scopus, og søkeord søkt i tittel, abstract og nøkkelord.

I motsetning til syntesestudiene (nivå 1) hvor disse ble individuelt oppsummert, var datainnsamlingen for original forskning i Nord-Atlanteren og Arktis (nivå 2) semi-kvantitativ. Hver artikkel ble oppsummert ved klassifisering av studiedesign (BACI, BA, ACI, fangst-gjenfangst eller simulering), beskyttelsesgrad (full beskyttet/null-fiske, delvis beskyttet, eller blandede studier som inkluderte begge), samt hvilke effekter som ble studert. Resultater for ulike effekter ble klassifisert som positive, negative, ingen eller simpelthen en endring (Tabell 1).

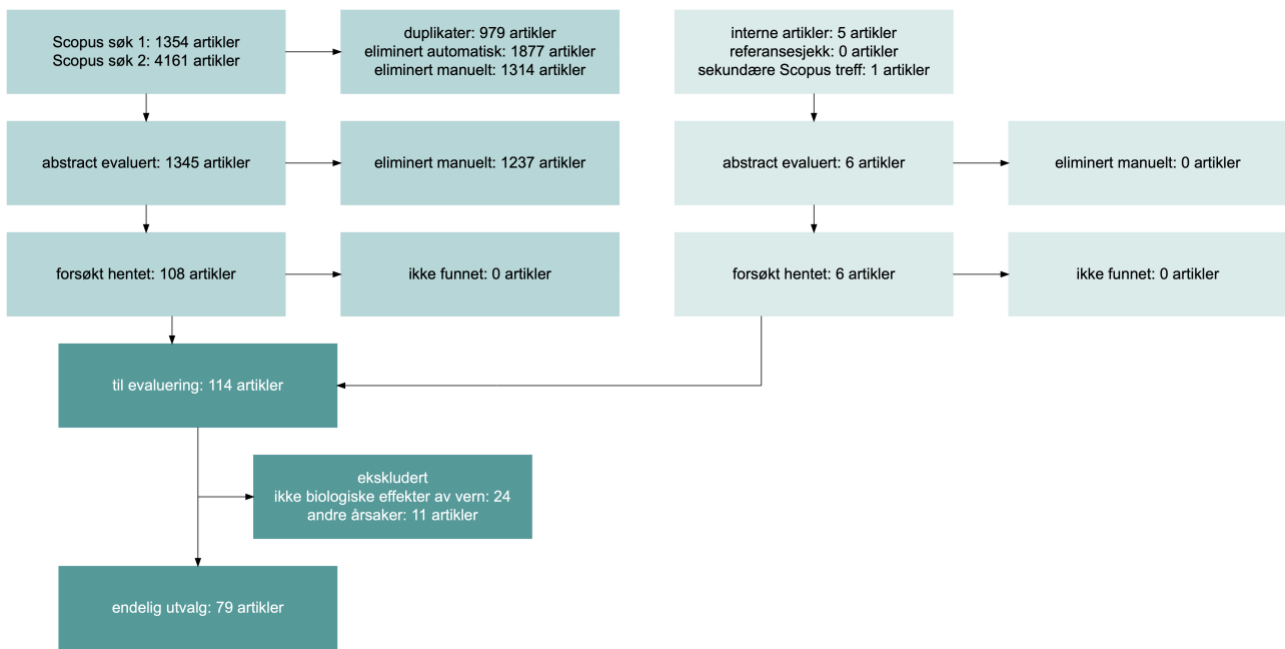
Tabell 1: Liste over mulige biologiske effekter av vern innenfor bevaringsområdene som det var søkt etter studier på.

		← Negative effekter	→ Positive effekter
Artsmangfold	Antall ulike arter til stede innenfor et visst område, samt hvordan antall individer fordeler seg på de artene som finnes der.	Nedgang over tid som følge av vern, eller færre arter innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Øking over tid som følge av vern, eller flere arter innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Økosystem-funksjon	Hovedsakelig trofiske interaksjoner som f.eks. rovdyr-byttedyr dynamikk og bredde i diett. Kan også inkludere andre mål for energioverføring.	Tap av trofiske interaksjoner over tid som følge av vern, eller færre innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Mer varierte trofiske interaksjoner etter vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Tetthet	Tetthet av individer, f.eks. rapportert per areal (f.eks. antall kråkeboller per m ²) eller som CPUE (f.eks. antall hummer per teine ⁻¹ 24 t ⁻¹).	Nedgang over tid som følge av vern, eller lavere tetthet innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Øking over tid som følge av vern, eller høyere tetthet innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Biomasse	Samlet vekt eller volum av individer, rapportert per areal (f.eks. Samlet vekt eller volum av individer, f.eks. rapportert per areal (f.eks. kg kråkeboller m ²) eller som BPUE (f.eks. kg hummer teine ⁻¹ 24 t ⁻¹). En kombinasjon av tetthet og størrelsessammensetning.	Nedgang over tid som følge av vern, eller lavere biomasse innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Øking over tid som følge av vern, eller høyere biomasse innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Overlevelse	Andelen individer som overlever fra år til år eller til en viss alder eller størrelse.	Dårligere overlevelsesserater over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Bedre overlevelsesserater over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Vekstrater	Hvor fort individer vokser. Kan være rapportert som øking i kroppsstørrelse over et visst tidsrom, eller for f.eks. krespdyr antall skallskifter innenfor et visst tidsrom.	Nedgang over tid som følge av vern, eller lavere vekstrater innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Øking over tid som følge av vern, eller høyere vekstrater innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Alder / størrelse	Alders- eller størrelsessammensetning av individer. Kan rapporteres som andelen individer i ulike alders- eller størrelsesklasser, eller som gjennomsnittlig eller høyeste alder eller størrelse.	Færre gamle/store individer over tid som følge av vern, eller færre innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Flere gamle/store individer over tid som følge av vern, eller flere innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Reproduktivt utbytte	Egg- og larveproduksjon. Kan rapporteres som blant annet fekunditet (f.eks. antall egg per klase for en hunn-hummer).	Færre egg/larver produsert over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Flere egg/larver produsert over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Rekruttering	Prosessen der unge fisk kommer inn i populasjonen.	Nedgang over tid som følge av vern, eller færre rekrutter innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Øking over tid som følge av vern, eller flere rekrutter innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Morfologi	Ytre form, utvikling og karakteristikker (ekskl. størrelse). F.eks. størrelse på hummerklør i forhold til kroppsstørrelse.	Mindre adaptiv morfologi over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Mer adaptiv morfologi over tid som følge av vern, innenfor enn utenfor bevaringsområdet.

		Negative effekter	Positive effekter
Truede arter	Bestandsutvikling og tilstedeværelse (artsrikdom) av truede arter.	Færre truede arter / mindre bestander etter vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Flere truede arter / større bestander over tid som følge av vern, innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Genetisk diversitet	Kan referere til både genetisk diversitet blant individer av samme art, og genetisk diversitet på et samfunn- eller økosystemnivå.	Lavere genetisk diversitet over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Høyere genetisk diversitet over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Sykdom / kondisjon	Ulike helseindikatorer som kroppskondisjon (f.eks. forholdet mellom lengde og vekt hos fisk), motstandsdyktighet mot sykdom, eller utbredelse av ulike sykdommer.	Dårligere helse over tid som følge av vern, eller færre innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Bedre helse over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Fremmedarter	Forekomster, utbredelse eller tetthet av fremmedarter innenfor et område.	Flere fremmedarter over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.	Færre fremmedarter over tid som følge av vern, eller innenfor enn utenfor bevaringsområdet.
Arts-sammensetning	Hvilke arter som er mest vanlige og hvilke som er sjeldne. Mens artsrikdom kun sier noe om antall ulike arter observert, reflekterer artssammensetning også relative forekomster.	Her kan det være vanskelig å vurdere hva som er en positiv vs. en negativ endring da det kan innebære komplekse effekter og interaksjoner på et økosystemnivå. For artssammensetning rapporteres det derfor kun hvor vidt en signifikant endring eller ulikhet var dokumentert.	
Adferd	Adferd kan være mange ulike ting fra størrelse på «home range», daglige migrasjoner / bevegelsesmønstre, tid tilbrakt i skjul, foretrukket dypde, antagonistiske interaksjoner, osv.	Her kan det være vanskelig å vurdere hva som er en positiv vs. en negativ endring da det også krever en kost-nytte vurdering av ulike adferdsmønstre. For adferd rapporteres det derfor hovedsakelig kun hvor vidt en signifikant endring eller ulikhet var dokumentert.	
Habitat	Habitat gjelder både abiotiske faktorer som substrat (f.eks. kornstørrelse) og biotiske faktorer som tilstedeværelse av tareskog eller andre biologiske habitat.	Her kan det være vanskelig å vurdere hva som er en positiv vs. en negativ endring da konsekvensene av habitatendringer kan være ulike for ulike arter. For habitat rapporteres det derfor hovedsakelig kun hvor vidt en signifikant endring eller ulikhet var dokumentert.	

I tillegg til effektene innenfor bevaringsområder (Tabell 1) var artikler gjennomført for rapporterte effekter utenfor (spill-over), herunder netto eksport av voksne individer (lekkasje-effekt) og av egg og larver (rekrutteringseffekt) ut av bevaringsområdet.

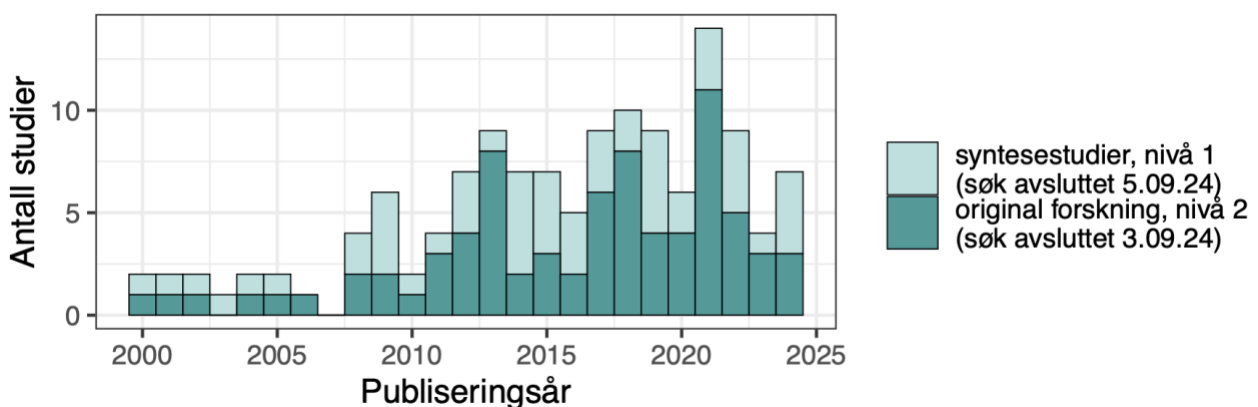
Ved gjennomgang av artikler ble også noen ytterligere ekskludert, da fordi de i realiteten ikke målte biologiske effekter av vern eller andre årsaker. Dette inkluderte syntesestudier som ble flyttet til nivå 1, studier hvor bevaringsområdet lå utenfor den geografiske avgrensingen, studien ikke gjaldt marine arter, samt noen rent teoretiske modelleringsstudier uten forankring i faktiske undersøkelser.



Figur 8: PRISMA-diagram for nivå 2 (enkeltstudier fra Nord-Atlanteren og Arktis) litteratursøk.

Til sammen var 5 515 artikler returnert i de to søkene, hvorav 979 i søk to var duplikater fra første søk og 1 877 var ekskludert av automatiserte verktøy (Figur 8), i dette tilfellet av fagfeltklassifiseringen i Scopus. Ytterligere 6 artikler var funnet gjennom andre kilder, hovedsakelig personlig kjennskap til studiene. Til sammen var 1 350 sammendrag evaluert, hvorav 114 artikler var tatt videre for full evaluering. Av disse ble 35 ekskludert av ulike årsaker, hovedsakelig på grunn av at de ikke faktisk rapporterte biologiske effekter av vern. Dette resulterte i en endelig litteraturliste for original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis på 79 artikler (Figur 8).

Godkjente artikler var publisert fra år 2000 og frem til og med 2024; dette gjaldt også syntese studier (Figur 9). Av original forskning var halvparten av studiene fra 2017 og fremover. Til sammenligning var halvparten av syntese studier fra 2015 og fremover, og det var publiserte syntese studier fra samme tidsperiode som de første originale studiene fra Nord-Atlanteren og Arktis, noe som antyder at disse ikke var blant de første områdene hvor effekter av marint vern var blitt studert.



Figur 9: Publiseringsår for godkjente artikler i den endelige litteraturlisten for syntese studier (nivå 1) og original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis (nivå 2). Litteratursøket ble avsluttet i september 2024.

2.3 Studier fra norske og omkringliggende havområder

Av studiene evaluert i de to andre søkene ble fem syntese studier og 53 studier med original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis identifisert til å inkludere bevaringsområder enten direkte i norske farvann eller i omkringliggende havområder Norge grenser til. Blant disse var det også inkludert flere artikler som ikke ble godkjent tidligere grunnet at en evaluering av biologiske effekter av vern ikke var hovedmålet med studien og at studiedesignet derfor ikke møtte kriteriene, men som likevel kan bidra med potensielt nyttig informasjon. I tillegg var 21 studier lagt til manuelt. Av studiene inkludert var 68 publiserte fagfelleverderte artikler, seks var masteroppgaver, og fem rapporter (grålitteratur) fra blant annet Havforskningsinstituttet. Disse til sammen 79 studiene ble alle gjennomgått og individuelt oppsummert i detalj (se kapittel 5).

3. GENERELLE GLOBALE TRENDER

3.1 Effekter innenfor bevaringsområdets grenser

3.1.1 Tetthet og biomasse

De første effektene som ofte observeres i marine bevaringsområder etter opprettelse er som regel knyttet til mengde eller tetthet av individer. Biomasse er en kombinasjon av tetthet og individenes størrelse, og er også en enhet som ofte rapporteres i studier. Fenberg et al. (2012) gjennomførte en meta-studie på 46 studier fra 27 europeiske null-fiskeområder. De estimerte en gjennomsnittlig økning i biomasse på 238 % og økning i tetthet på 116% sammenlignet med kontrollområder. I en global meta-studie fra 124 forskjellige bevaringsområder i 29 land, viste Lester et al. (2009) at biomasse i gjennomsnitt var 446 % høyere i bevaringsområdene enn i kontrollområdene (ubeskyttede områder). Tettheten av arter var i gjennomsnitt 166 % høyere i bevaringsområdene enn i kontrollområdene. Det var stor variasjon i effekter mellom de ulike bevaringsområdene. Dette kan ha flere årsaksforklaringer, blant annet hvilke arter som ble studert, bevaringsområdets karakteristikk og hvilke aktiviteter som foregikk både på utsiden og innsiden av bevaringsområder før etablering. Effekter i tempererte miljøer var like store eller større enn effektene i tropiske områder. Den gjennomsnittlige responsen varierte mellom ulike trofiske nivåer og taksonomiske grupper. Man så for eksempel høyest effekt hos evertebrater og fisk, og ingen effekt for alger. Høyt beskattede målarter hadde høyest respons.

I en meta-studie som dekket 58 studier i 19 marine null-fiskeområder i det sydlige Europa (Middelhavet og Atlanterhavet) fant Claudet et al. (2008) at gjennomsnittlig tetthet av kommersielt fiskede arter var 2,46 ganger høyere innenfor null-fiskeområder enn i omkringliggende kontrollområder. Det var derimot ingen signifikant effekt på små kommersielle fisk og andre arter enn målarter. Halpern (2003) fant samme trender i et mindre datasett (89 empiriske studier) noen år tidligere: 63 % av null-fiskeområdene hadde høyere tetthet, mot 7 % av kontrollområdene. Videre hadde 90 % høyere biomasse, mot 0 % av kontrollområdene. For rovfisk (carnivore) hadde 66 % av null-fiskeområdene høyere tetthet og 84 % høyere biomasse. For gruppen av fisk som spiser planktivore fisk (planktonspisere) og evertebrater (dyr uten ryggrad), var det 62 og 55 % av null-fiskeområdene som henholdsvis hadde høyere tetthet og biomasse, sammenlignet med kontrollområdene. For herbivore (algespisende) fisk var det 53 % av null-fiskeområdene som hadde høyere tetthet, og 63 % som hadde høyere biomasse. For evertebrater var det 50 % av null-fiskeområdene som hadde høyere tetthet, men det var ikke signifikant forskjell i biomasse. Côté et al. (2001) analyserte 19 null-fiskeområder og fant at mengden av målarter var signifikant høyere (28 %) i null-fiskeområder sammenlignet med kontrollområder. Når andre enn målarter var inkludert i analysen var det fortsatt en betydelig (men ikke signifikant) effekt på mengden (25 %). Mosquera et al. (2000) gjennomførte en meta-studie på 12 null-fiskeområder med totalt 575 estimater på endring i mengde for 346 arter og 56 familier. De fant at fisk generelt hadde 3,7 ganger høyere tetthet i null-

fiskeområder sammenliknet med kontrollområdene. Tetthet av målarter var 2,79 ganger høyere på innsiden enn utsiden av bevaringsområdene. Tettheten av andre enn målarter var lik på innsiden og utsiden. Syv av 19 fiskefamilier hadde signifikant høyere tetthet på innsiden enn utsiden av null-fiskeområdene. Eneste fiskefamilie som viste negativ trend var kutlinger (Gobiidae). Motsatt, ved analyse på familienivå av andre arter enn målartene, var tettheten av alle de 9 undersøkte familiene lik eller signifikant lavere i nullfiske-områdene sammenlignet med kontrollene i åpne områder. Basert på 29 publiserte studier på rovfisk fant Rojo et al. (2019) positive effekter i null-fiskeområder på biomasse og tetthet. De fant høyest effekt i mindre og godt håndhevede bevaringsområder. Effekten i null-fiskeområder var høyest for biomasse av fisk i medium størrelse og for tetthet var effekten størst for store og sosiale/gruppedannende fisk.

Kirkman et al. (2021) gjennomførte en syntese på 140 studier av marine bevaringsområder med ulik grad av vern i Sør-Afrika. De fant at 60 % av artiklene rapporterte om fordelaktige økologiske effekter (på varierende parametre), mot 31 % nøytrale og 5 % negative. I en meta-analyse studerte Maliao et al. (2009) endringer av fiskepopulasjoner i små lokalt forvaltede null-fiskeområder på korallrev i Filippinene. De observerte i hovedsak ingen større endringer i null-fiskeområdene før og etter etablering. Kun tettheten av andre enn målartene økte signifikant etter etablering. De fant at fisketetthet var gjennomgående høyere i større og eldre null-fiskeområder enn yngre. Samtidig hadde godt kontrollerte null-fiskeområder høyere tetthet av målarter enn mindre kontrollerte null-fiskeområder.

Effekt med alder på bevaringsområder. Basert på 1086 estimater fra 33 studerte null-fiskeområder fant Molloy et al. (2009) at tettheten av fisk var 66 % høyere i bevaringsområdene enn utenfor. Effekten av bevaringen steg signifikant med alderen på bevaringsområdene, tilsvarende en gjennomsnittlig økning i *fisketetthet* på rundt 5 % per år. De konkluderte med at bevaringsområder bør bli opprettholdt mer enn 15 år da effektiviteten øker med tid. Claudet et al. (2008) viste i en meta-studie for sydlige Europa at tettheten på kommersielle arter steg med 8,3 % per år etter implementering. Halpern og Warner (2002) viste i en meta-analyse av 80 null-fiskeområder at det raskt ble høyere tetthet og biomasse sammenlignet med kontroll, men fant ingen indikasjon på at det totalt sett var endringene i verdiene over tid. Det samme gjaldt for artsmangfold og størrelsessammensetning. Côté et al. (2001) fant heller ingen sammenheng mellom effekter i null-fiskeområder og varigheten av disse.

Størrelse på bevaringsområder. I en meta-studie av 19 null-fiskeområder i sydlige Europa fant Claudet et al. (2008) at responsen på kommersielle målarter var avhengig av null-fiskeområdets størrelse. Tettheten av kommersielle målarter økte med 35 % når arealet av bevaringsområdene ble ti-doblet. En sannsynlig forklaring er at større null-fiskeområder gir mulighet for at en høyere andel av mobile fisk med større hjemmeområder blir effektivt beskyttet innenfor området, sammenlignet

med i små bevaringsområder. Lester et al. (2009) fant ikke sammenheng mellom bevaringsområdets (null-fiske) størrelse med hensyn til biologiske effekter, men forfatterne påpeker at studien hadde få store bevaringsområder i databasen og også få høyt mobile pelagiske arter. Heller ikke Halpern (2003) fant en statistisk sammenheng mellom størrelse av bevaringsområdet (null-fiske) og effekt på funksjonelle grupper. Côté et al. (2001) fant ingen sammenheng mellom effekter i null-fiskeområder og deres geografiske størrelse.

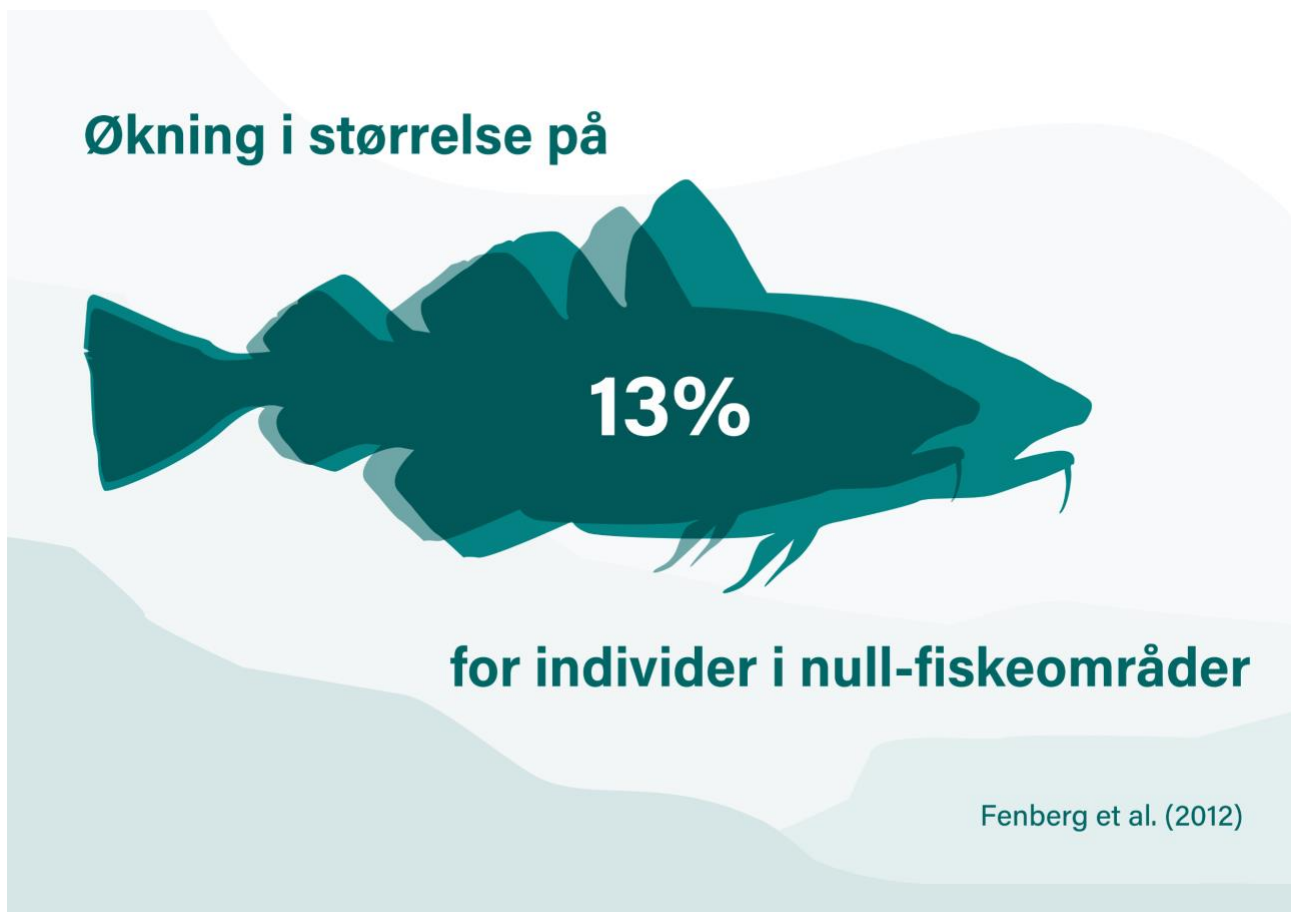
Annen menneskelig påvirkning. Marine bevaringsområder i tett befolkede kystområder kan være utsatt for mer menneskelig påvirkning (f.eks. forurensning) enn bevaringsområder som er mer avsidesliggende. Det kan derfor være grunn til å studere om slike bevaringsområder vil ha lavere effekt. Huijbers et al. (2015) gjennomførte en meta-analyse basert på 150 forskningsartikler om null-fiskeområder som også inkluderte kontroller. De inkluderte forklaringsvariabler som avstand til urbane sentre, befolkningstetthet og avstand til elver. Tetthet av organismer var større i null-fiskeområder enn i kontrollområder. Hypotesen om at bevaringsområder nærme urbane sentre hadde svakere respons sammenlignet med avsidesliggende områder ble forkastet. Det var like stor effekt uavhengig av forklaringsvariabler som befolkningstetthet og nærhet til elver. Samtidig viste studien at tettheten av fiskepredatorer i null-fiskeområder var høyere i nærheten av urbane sentre sammenlignet med kontrollområder. En nylig global studie på fiskestørrelse (Letessier et al., 2024) viste mye av den samme trenden: Størrelsesstrukturen på bunnfisk svarte positivt på etablering av bevaringsområder uavhengig hvor langt unna de ligger menneskelige markeder. Store pelagiske fisk, derimot, viste mer positiv effekt når bevaringsområdene ligger langt unna markedet.

NEOLI-faktorer. I en meta-analyse der det ble benyttet data fra 40 nasjoner og 87 marine bevaringsområder globalt, analyserte Edgar et al. (2014) hvilke egenskaper et bevaringsområde bør inneha for positiv respons. De fant at bevaringsområder responderer effektivt hvis 4 av 5 NEOLI-faktorer (No-take, Enforced, Old (>10 år), Large (> 100 km²), Isolated by deep water or sand) er til stede. Tilfredsstillende marine bevaringsområder dette kriteriet fant de dobbelt så mange større fisk, fem ganger større biomasse av stor fisk og 14 ganger mer biomasse av hai enn i fiskede områder. Effekten på biologisk mangfold og biomasse øker eksponentielt ved bruk av 4 av 5 NEOLI-faktorer. Det var ingen dokumenterte effekter i bevaringsområder med kun en eller to NEOLI-faktorer.

Oppsummering: Studiene har vist at tetthet og biomasse av målarter øker innenfor et bevaringsområde, at denne økningen skjer over tid og at det kan ta opptil 15 år før bevaringseffekter blir sporbare. Større bevaringsområder kan i visse tilfeller mangedoble tettheten av målarter. Videre er det vist at bevaringsområdenes avstand til urbane strøk ikke har noen sporbar effekt på tetthet av målarter.

3.1.2 Alders- og størrelsessammensetning

I en meta-studie av europeiske null-fiskeområder estimerte Fenberg et al. (2012) en økning i størrelse (lengde) på 13 % for individer i null-fiskeområder sammenlignet med kontrollområder. For evertebrater hadde 83 % av bevaringsområdene større dyr enn i kontrollområdene. Lester et al. (2009) estimerte i en global meta-analyse at individene var i snitt 28% større i null-fiskeområdene enn i kontrollene. Snegler og hummer viste også signifikant positiv effekt med hensyn til størrelse. Basert på en meta-analyse av 89 empiriske studier av null-fiskeområder fant Halpern (2003) at 80 % av null-fiskeområdene hadde større organismer, mot 2 % av kontrollområdene. 83 % av null-fiskeområdene hadde større individer av rovfisk. For planktivore og evertebratspisende fisk viste 89 % av studiene større individer i null-fiskeområdene. For evertebrater observerte 83 % av studiene større dyr. Det var ingen statistisk forskjell mellom områdene for planktivore og herbivore fisk. Halpern og Warner (2002) viste, basert på 112 individuelle mål fra 80 null-fiskeområder at snittstørrelsen på de studerte organismene var signifikant høyere innenfor enn utenfor bevaringsområdene. Men de observerte ingen statistisk endring i størrelse over tid.



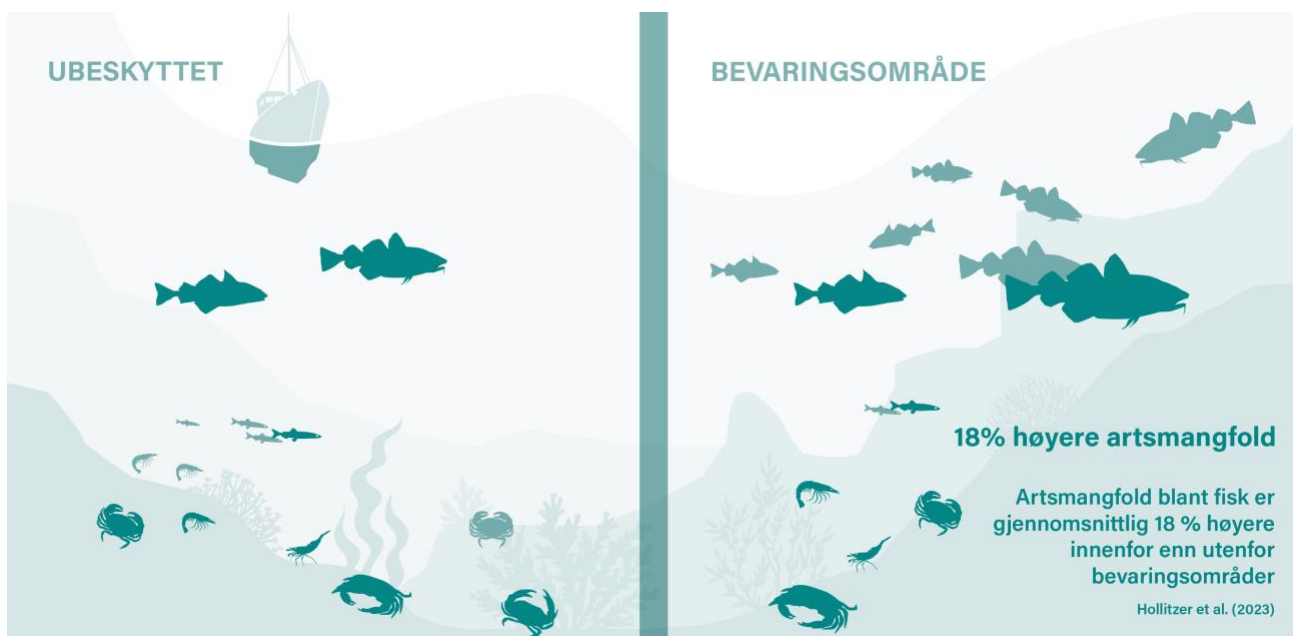
Figur 10: I en meta-studie av europeiske null-fiskeområder estimerte Fenberg et al. (2012) en økning i størrelse (lengde) på 13 % for individer i null-fiskeområder sammenlignet med kontrollområder.

Mosquera et al. (2000) delte arter inn i syv størrelsesgrupper basert på deres maksimumsstørrelse. I denne meta-analysen viste tettheten i fem av syv størrelsesgrupper signifikant positiv effekt i null-

fiskeområder, der de største artsgruppene hadde en tetthet på opptil 33 ganger høyere i null-fiskeområdene enn i omkringliggende områder. Responsen på beskyttelse økte signifikant med kroppsstørrelse. Rojo et al. (2019) gjennomførte en meta-analyse på effekter av rovfisk i bevaringsområder og fant at de mest positive effektene på biomasse var på middels store fiskearter.

3.1.3 Artsmangfold og -sammensetning

Fenberg et al. (2012) estimerte en gjennomsnittlig økning på 19 % i artsmangfold i europeiske null-fiskeområder. Lester et al. (2009) analyserte 124 forskjellige null-fiskeområder i 29 land der både fisk, evertebrater og alger var inkludert. De fant at bevaringsområdene i snitt hadde 21% høyere artsmangfold enn kontrollområdene. De fant ingen forskjell i respons mellom tropiske og tempererte områder. Hollitzer et al. (2023) analyserte 38 studier globalt. De fant at samlet var artsmangfold 18 % høyere i bevaringsområder enn i nærliggende ubeskyttede områder. Shannon entropy (et statistisk mål for å kvantifisere mangfoldet i et system basert på fordelingen av artsmengde) var i snitt 13 % høyere i bevaringsområder. Ved inkludering av beskyttelsesgrad, alder eller størrelse av bevaringsområdet var det ingen forbedring i modellen. Hollitzer et al. (2023) poengterte at det ikke var mulig å skille mellom effekter av vern og effekter grunnet at bevaringsområder i utgangspunktet var etablert for mer artsrike områder ettersom for få studier hadde benyttet et BACI design. Videre argumenterte de for at mindre tydelig effekt av vern i større bevaringsområder sammenlignet med små kan skyldes dårligere håndheving av vern i større bevaringsområder.



Figur 11: Hollitzer et al. (2023) estimerte i snitt 18 % høyere artsmangfold i bevaringsområder sammenlignet med nærliggende ubeskyttede områder.

I en meta-studie basert på henholdsvis 36 datasett med hensyn til artsmangfold og 14 på biomasse fant ikke Soykan og Lewison (2015) effekter på artsmangfold i bevaringsområder (varierende

beskyttelsesgrad). I en syntese av marine bevaringsområder (varierende beskyttelsesgrad) i Sør-Afrika observerte Kirkman et al. (2021) endring i samfunnsstrukturen i 48 % av studiene, 28 % hadde nøytrale funn og 24 % var negative.

I en meta-analyse av Claudet et al. (2008) på null-fiskeområder i sydlige Europa fant de ingen effekt på artsmangfold. Men responsen var variabel der noe kunne forklares med alder på null-fiskeområdet. Hverken størrelse på null-fiskeområdet, buffer-sone eller distanse til mest nærliggende null-fiskeområde spilte en signifikant rolle i forklaringen. I en studie av 80 null-fiskeområder viste Halpern og Warner (2002) at artsmangfoldet var signifikant høyere innenfor bevaringsområdet enn utenfor, og at endringen skjedde raskt og vedvarte. De fant ingen indikasjon på at mangfoldet totalt sett endret seg over tid. Côté et al. (2001) viste en signifikant effekt i antall arter i null-fiskeområder (11 %) sammenlignet med kontrollområder. Halpern (2003) gjennomførte en meta-analyse på 89 empiriske studier av null-fiskeområder. 59 % av studiene fant høyere artsmangfold i null-fiskeområdet og 10 % fant høyere artsmangfold i kontrollområdet. 74 % av studiene hadde høyere mangfold av rovfisk og 55 % hadde økning av planktivore og evertebratspisende fisk i bevaringsområdene. De fant ingen effekt på mangfold for herbivore fisk og evertebrater.

3.1.4 Habitater

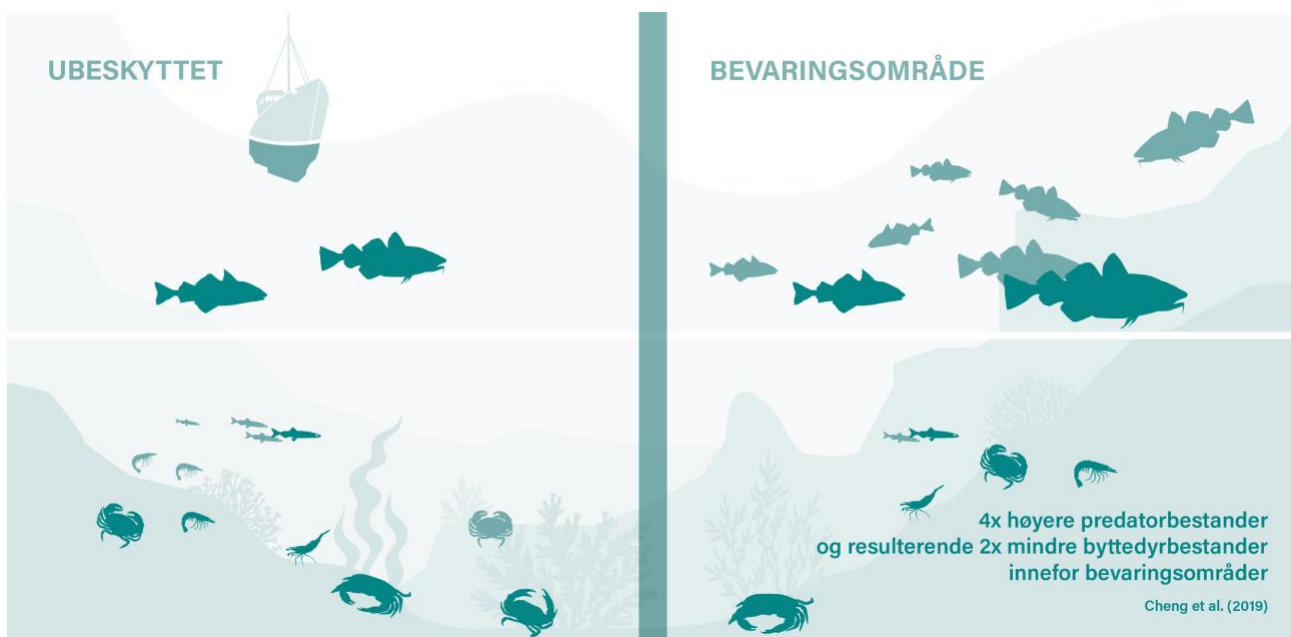
Arter som bygger habitater (leveområder) for andre arter har en spesielt viktig rolle i økosystemet. Skogdannende tare (tareskog) lager viktige habitater langs hele kysten av Norge. Filbee-Dexter et al. (2024) oppsummerte studier fra 9 områder globalt, inkludert Raet Nasjonalpark i Skagerrak, for å studere effekten av bevaring (med ulik grad av beskyttelse) på tareskog. Få studier viste positiv effekt av vern på mengde og tetthet av tare. Men de fant at bevaringsområder kan virke positivt for tareskogen mot direkte påvirkning slik som overbeiting av overtallige beitere og tarehøsting, spesielt når bevaringsområdene er gamle og regulert som null-fiske. Videre fant Filbee-Dexter et al. (2024) noe dokumentasjon på at bevaringsområder kan redusere effektene av klimaendringer og andre negative påvirkninger (multiple stressors) fordi økosystemets motstandsdyktighet økte. Forfatterne poengterer at bevaringsområder som oftest ikke beskytter tareskog mot klimaendringer, dvs gradvis økning i vanntemperaturer, marine hetebølger, formørkning av kystvannet og forurensning på grunn av økt avrenning fra land. Dette viser at vern oftest har best og raskest effekt på målarter for høsting og andre arter som påvirkes direkte. Indirekte effekter på økosystemet, som ikke direkte påvirkes av vernet, vil forventelig ta lengre tid før de eventuelt blir sporbare.

I en meta-analyse fra det sørlige Stillehavet (med hovedvekt på studier fra Fiji og New Caledonia) fant Smallhorn-West et al. (2020) at positiv effekt på bevaringsområder på koraller kun var observert i 13 % av tilfellene. Samtidig rapporterte 47 % av tilfellene at bevaring ga en økning i makroalger (en negativ effekt, fravær eller få makroalger på korallrev er ansett som bedre økologisk tilstand). I en

meta-analyse av marine bevaringsområder (både null-fiske og delvis beskyttede områder) i Filippinene estimerte Magdaong et al. (2014) endring i dekningsgrad av koraller i perioden 1981-2010. De fant en gjennomsnittlig årlig økning i dekningsgrad på 3,2 % både i null-fiskeområder og delvis beskyttede områder, men ingen endring i åpne områder.

3.1.5 Økosystemfunksjon

Vern kan bidra til å gjenopprette viktige funksjoner i økosystemene. Økning i mengde rovfisk (predatorer) og bredere størrelsessammensetning av fisk innenfor bevaringsområder gir høyere predasjonsrisiko innenfor bevaringsområder enn utenfor. Som et resultat er byttedyrbestandene i noen tilfeller lavere innenfor bevaringsområder enn utenfor. Dette viser at økosystemeffekter (såkalte økosystemkaskader) forårsaket av overfiske kan reverseres gjennom vern (Cheng et al., 2019). Samtidig er det stor variasjon mellom bevaringsområder i effekten på predatorbestander. Ikke alle øker, og heller ikke øker de like mye, noe som igjen fører til variasjon i økosystemeffektene på byttedyr og lavere nivåer i næringskjeden. Cheng et al. (2019) gjennomførte en meta-analyse på 23 studier av predatorer i 23 marine bevaringsområder. Studien viste at predatorbestander var i gjennomsnitt 4,4 ganger høyere innenfor bevaringsområdet sammenlignet med utenfor. Byttedyrbestandene, derimot, var 2,2 ganger lavere. I referansetilstand i sunne økosystemer er det derfor mulig at bestandsstørrelsen til byttedyrene i mange tilfeller er lavere enn der overbeskatning har fjernet toppredatorene og funksjonen deres som rovdyr. Predasjonsrisiko var høyere innenfor enn utenfor bevaringsområder, men bevaringsområdenes karakteristikk hadde liten eller ingen forklaringsevne på variasjonen i hvor stor predasjonsrisikoen er innenfor sammenlignet med utenfor. Videre var det ingen konsekvent effekt av vern på beiting på sjøgress og makroalger.



Figur 12: Cheng et al. (2019) viste at når tettheten av predatorer gikk opp i bevaringsområder var det en nedgang i byttedyrbestander.

Effekten av bevaring kan virke ulikt i forskjellige habitater. I en studie av 57 forskjellige bevaringsområder verden over kom det frem at effekten av vern var ulik for korallrev og tareskoger/algehabitater (Gilby & Stevens, 2014). Det var både et mindre algedekke og færre beitere (herbivorer) i fredede korallrev sammenlignet med områder åpne for fiske. Dette var forårsaket av færre kråkeboller i bevaringsområdene. For tareskoger og algehabitater så man ikke denne forskjellen. I studier som hadde målt både algedekke og beitere på samme sted, ble det funnet at større populasjoner av beitere hang sammen med et lavere algedekke. Dette var i hovedsak drevet av at det var flere beitende fisk til stede (Gilby & Stevens, 2014). Topor et al. (2019) gjennomførte en meta-analyse på studier på tropiske korallrev globalt. De fant at bevaring øker artsmangfoldet av beitende fisk, som bidrar til økt beiting av makroalger som er en viktig funksjon for å holde koraller fri for alger. En meta-analyse av økologiske effekter fra de sørlige Stillehavsoyene (dekker områder New Caledonia-Tuvalu-Fransk Polynesia) av Smallhorn-West et al. (2020) var basert på 52 studier. Av 151 økologiske effektvariabler knyttet til mengde og tetthet av ulike arter viste 42 % av variablene en økning. For de ulike artsgruppene var økningen for evertebrater 67 %, fisk 50 % og koraller 13 %. Micheli og Halpern (2005) gjennomførte en meta-analyse av tidsserier på funksjonelt mangfold og artsmangfold fra 32 null-fiskeområder globalt. De fant en lineær sammenheng mellom artsmangfold og funksjonell diversitet. Gjennomsnittlig antall arter per funksjonelle gruppe var høyere i null-fiskeområdene enn i fiskede områder for 23 av 401 funksjonelle grupper i korallrevsystemer og for 17 av 33 funksjonelle grupper i hardbunnshabitater (rocky reefs). Gjenoppretting av arter i null-fiskeområder resulterte i tilførsel av funksjonelle grupper. Gjennom en tidligere meta-analyse av Micheli et al. (2004) ble det registrert at opp til 1/3 av artene i funksjonelle grupper ble redusert i null-fiskeområder sammenlignet med kontrollområder. En økning i mengde av topp-predatorer medførte en negativ effekt på mange byttedyrarter.

3.1.6 Motstandsdyktighet

Sunne økosystemer karakterisert av høyt artsmangfold, som kan fylle rollene økosystemet trenger for å fungere (functional redundancy), er generelt mer motstandsdyktige mot påvirkning. Marine bevaringsområder har blitt løftet frem som et viktig forvaltningsverktøy for å øke økosystemenes motstandsdyktighet (robusthet) mot andre påvirkninger. Dette er spesielt viktig i en tid med økende klimaendringer. Studier på motstandsdyktighet har likevel vært kontroversielt på grunn av diffus og svakt syntetisert litteratur (Jacquemont et al., 2022). Jacquemont et al. (2022) gjennomførte derfor en omfattende og systematisk syntese og meta-analyse av 22 403 forskningsartikler på 241 marine bevaringsområder for å evaluere hvordan marine bevaringsområder kan bidra til avbøting og tilpassing til klimaendringer. De viste at marine bevaringsområder kan bidra til å styrke karbonbinding (en viktig funksjon i ålegressenger og tareskog), beskyttelse av kysten mot erosjon, øke biologisk mangfold og dermed antall arter med utfyllende økosystemfunksjoner, og den reproduktive kapasiteten til marine organismer. Studien viste også at de fleste av disse elementene kan bare oppnås hvis området er fullt eller høyt beskyttet.

3.1.7 Andre effekter

Fremmede arter. I en syntese basert på 13 studier gjennomgikk Burfeind et al. (2013) effekten på fremmede arter i bevaringsområder. I 5 av 7 studier der fremmede arter var til stede ved etablering (før-data) hadde bevaringsområdet ingen effekt på fremmede arter sammenlignet med kontroll. I 2 studier økte mengden fremmede arter i bevaringsområdet sammenlignet med kontroll. I 6 studier der fremmede arter kom inn etter etablering av bevaringsområdene, hadde 2 områder ingen effekt på fremmede arter, mens 4 hadde en økning i fremmede arter sammenlignet med kontroll. Forfatterne konkluderer med at det er et kunnskapsbehov for å forstå effekten på fremmede arter i marine bevaringsområder.

Genetisk mangfold. Wennerström et al. (2017) syntetiserte genetiske studier fra marine bevaringsområder i Østersjøen. Beskyttelsesgraden i bevaringsområdene er ikke nærmere beskrevet. Aminian-Biquet et al. (2024) fant at kun 3 % av marine bevaringsområder i Østersjøen var høyt beskyttet (null-fiske). Wennerström et al. (2017) fant at populasjoner i marine bevaringsområder ikke er genetisk forskjellig fra populasjoner på utsiden, noe som indikerer at bevaringsområdene ikke beskytter genetisk mangfold spesifikt. Men populasjonene i bevaringsområdene er et representativt utvalg av populasjonene i Østersjøen.

Kjønnskifte. Molloy et al. (2008) gjennomførte en meta-analyse på marine bevaringsområder med fokus på fiskearter som skifter kjønn. De fant at i bevaringsområder eldre enn 10 år, hadde protogyne arter (arter som først er hunner) en gjennomgående fordel av beskyttelse, der tettheten var 5,7 ganger høyere innenfor enn utenfor bevaringsområdene.

Frykt-adferd. Gjennom 33 publiserte studier av null-fiskeområder oppsummerte Nunes et al. (2018) resultater på undersøkelse av frykt-adferd hos fisk mellom null-fiskeområder og områder som var åpent for fiske. Fisk inne i null-fiskeområder tolererer forstyrrelser nærmere enn fisk utenfor. Særlig leppefisker viser frykt klart lenger unna i åpne områder enn i null-fiskeområdene. Forfatterne påpeker at slike adferdsendringer kan være en mulig feilkilde i studier på effekter av bevaringsområder, der fiskeri er innsamlingsmetode.

3.2 Effekter utenfor bevaringsområdets grenser

I litteraturen brukes uttrykket “spill-over” noen ganger som et generelt uttrykk for biologiske effekter utenfor et bevaringsområde som konsekvens av et biologisk overskudd inne i området. Spill-over brukes også mer spesifikt om “utvandring” av voksne individer gjerne knyttet til tetthetsavhengige effekter inne i et bevaringsområde (lekkasjeeffekt). I motsetning til dette angir begrepet “rekrutteringseffekt” på omkringliggende områder i form av overskudd av egg, larver og yngel som

spres utenfor bevaringsområdet. I denne litteraturstudien bruker vi spill-over som en samlebetegnelse for både lekkasjeeffekt og rekrutteringseffekt. Di Lorenzo et al. (2016) argumenterer for at det er to ulike spill-overeffekter på omkringliggende områder fra bevaringsområder; i) økologisk spill-over som er netto eksport av egg, larver, yngel og voksne individer drevet av tetthetsavhengige prosesser og ii) spill-over fra fiskeri som er andelen av biomasse som kan bli fisket, der man også tar hensyn til reguleringer og tilgjengelighet. Di Lorenzo et al. (2016) syntetiserte 85 forskningsartikler (fra og med 1994) på spill-over. Spill-over ble rapportert i 80 % av studiene. For bevaringsområder med sammenhengende habitat som strekker seg over grensen, hadde 75 % av studiene spill-over, mens 67 % av studiene uten sammenhengende habitat hadde spill-over. Kun 28 studier estimerte avstanden for spill-over fra grensen til bevaringsområdet.

I en meta-analyse av 23 fullt beskyttede områder (null-fiske) fant Di Lorenzo et al. (2020) at fiskebiomasse og mengde (antall og vekt) på utsiden av bevaringsområdet var høyere i i) områder nærmere bevaringsområdets grense (<200 meter) enn lengre unna (>200 meter), ii) for arter med høy kommersiell verdi og iii) ved tilstedeværelse av delvis beskyttede områder rundt null-fiskeområdet. Spill-over var noe høyere i bevaringsområder som var større og eldre og for mer mobile arter.

Fiske på grensen («fishing the line») er et velkjent fenomen knyttet til marine bevaringsområder. Fiskere har forventning om høyere fangster (spill-over) på grensen enn lengre unna, og dette kan medføre et høyere fisketrykk på grensen (Kellner et al., 2007). I et meta-studie av Ohayon et al. (2021) ble det analysert hvilken påvirkning grensefisket hadde innover i marine bevaringsområder. Analysen omfattet 27 null-fiskeområder der det var rapportert 72 artsgrupper av fisk og evertebrater. Det ble funnet en konsistent negativ kant-effekt (reduksjon i tetthet) som i gjennomsnitt strakk seg 1 kilometer inn i bevaringsområdet. På grensen var populasjonen 60% mindre enn i kjerneområdet. For mindre bevaringsområder (under 10 km²) oppnår bevaringsområdet kun 45-56 % av deres fulle potensiale på grunn av kant-effekten. Null-fiskeområder med buffersoner (et delvis beskyttet område med strengere restriksjoner enn i åpne områder) hadde ingen sporbar kant-effekt. Dette var også tilfelle for ikke-kommersielle arter. Kant-effekten økte jo mer mobile artene var. Fisk hadde generelt sett en høyere kant-effekt enn evertebrater (slik som hummer). En positiv kant-effekt strakk seg også ut i det fiskede området, der det var høyere tetthet nærme bevaringsområdet enn lengre unna, spesielt for kommersielle fiskearter.

Hvor langt spill-overeffekten strakte seg ut ble ikke analysert av Ohayon et al. (2021), men null-fiskeområder med buffersoner hadde en lengre spill-oversone sammenlignet med null-fiskeområder uten buffersoner. I en meta-analyse basert på 16 studier og 35 taksonomiske grupper observerte Halpern et al. (2009) signifikant spill-over fra tilnærmet alle null-fiskeområder, uavhengig av null-

fiskeområdets størrelse. Et konservativt estimat var at spill-over var gjennomsnittlig sporbart 600-800 meter fra grensene. Basert på et mindre konservativt estimat ble det registrert spill-over helt til 1500 meter fra null-fiskeområder. Videre viste analysene at i 86 % av tilfellene (12 av 14 studier) supplerte spill-over de lokale fiskerier slik at uten bevaringsområdet ville ikke fiskeriinnsatsen vært bærekraftig i omkringliggende områder. Forfatterne argumenterer med at deres resultater indikerer at null-fiskeområder kan møte både målene med bevaring og være en fordel for omkringliggende fiskerier. I en meta-analyse basert på 28 studier fra 9 bevaringsområder i Middelhavet og syd-østlige Nord-Atlanteren fant Vandepærre et al. (2011) at fangst per enhet innsats (CPUE) i de kommersielle fiskeriene på utsiden økte med årene og sank med økende distanse fra null-fiskeområdet. Samtidig økte mengden bifangst i fiskeriene, noe forfatterne koblet til en økning i både artsrikdom og spill-over fra bevaringsområdene.

Grüss et al. (2014) gjennomførte en meta-analyse av empiriske studier og modelleringsstudier på bevaringsområder (med varierende beskyttelsesgrad) tilknyttet gyteaggregeringer (gytefelt). Dette er fisk med en livshistorie der de til vanlig er spredd over et større område, men samles på faste plasser for å gyte. Arter med slik livshistorie er svært sårbar for overfiske. Forfatterne konkluderer med at det per i dag ikke er dokumentert godt om gytevern områder i seg selv er suksessfulle for å beskytte og gjenoppbygge arter, eller for å stabilisere eller øke fiskeriutbyttet.

Lima et al. (2023) gjennomgikk forskningslitteraturen på rekruttering og bunnslåing av revfisk (fisk som lever på hardbunnshabitat) knyttet til marine bevaringsområder der både biologiske og fysiske faktorer ble hensyntatt. Modelleringsstudier og genetiske metoder har dokumentert positive effekter fra marine bevaringsområder og har vist viktigheten av om området er en kilde ("source") eller en mottaker ("sink"). En kilde kan forsterke larve-eksport og styrke forbindelsen (konnektiviteten) til omkringliggende områder. Lima et al. (2023) argumenter for at slike studier har feilet i å dokumentere signifikante sammenhenger mellom nivået av rekruttering og beskyttelsen i bevaringsområder. Derfor er direkte og indirekte effekter av bevaring på variasjon i rekruttering med påfølgende effekt på den voksne populasjonen fortsatt et kunnskapshull der det er behov for videre forskning. Videre finner Lima et al. (2023) argumenter for at større bevaringsområder (10-20 km i diameter) har økt sannsynlighet for å beskytte flere ulike typer habitat og økologiske nisjer (inkludert oppvekstområder). Større bevaringsområder har derfor større sannsynlighet til at egg, larver og yngel forblir innenfor bevaringsområdet (retensjon).

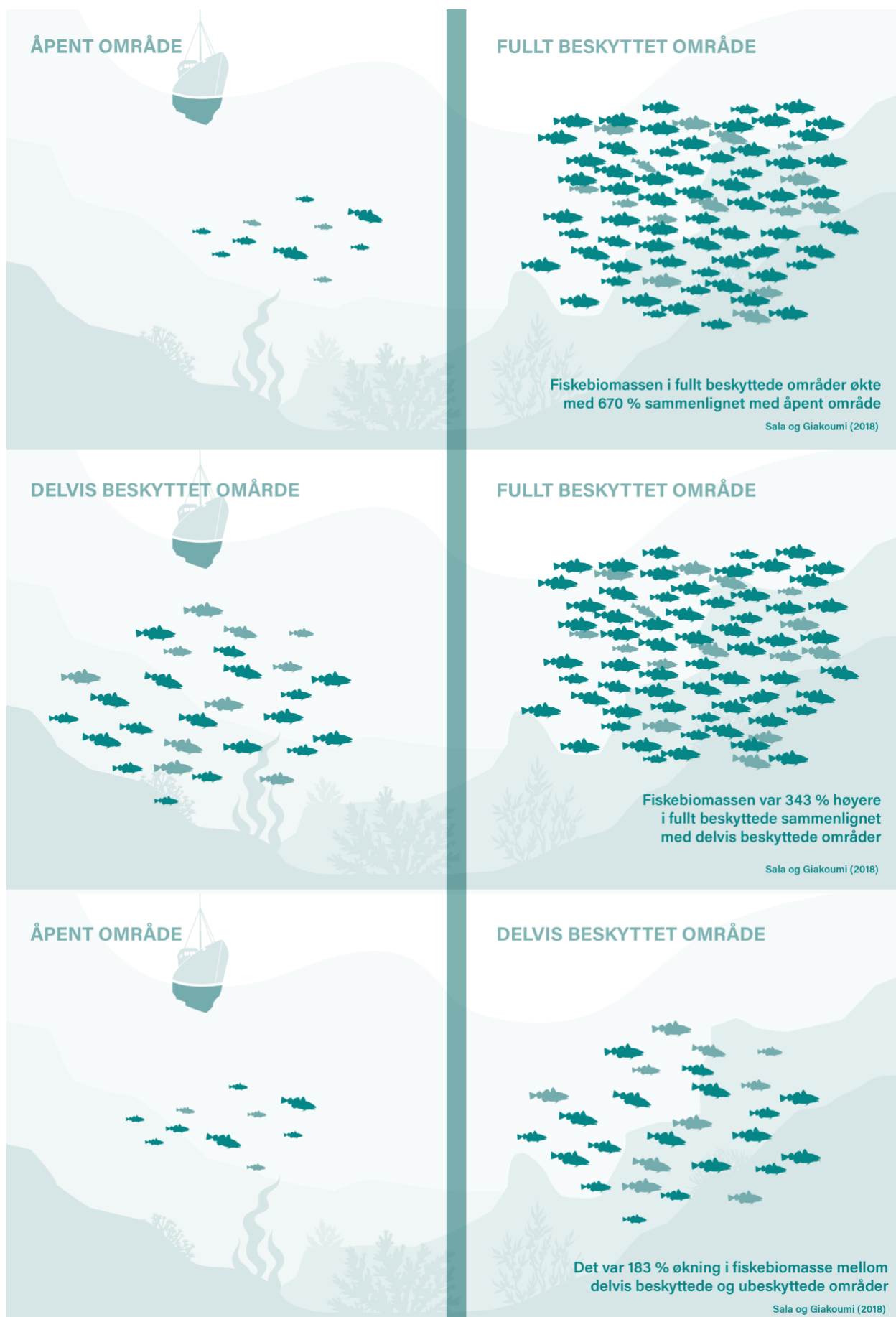
Effekter i omkringliggende områder kan også måles gjennom økonomiske parametre. Costello (2024) analyserte 48 studier av fiskerirelaterte og 31 turistrelaterte gevinster av marine bevaringsområder i henholdsvis 25 og 24 land. Det ble ikke dokumentert noen netto kostnader av bevaringsområder for fiskeriene i noen av studiene. Fiskerigevinster inkluderte økning i fangster samt økt individstørrelse, eggproduksjon (fekunditet) og larve-eksport. Samtidig var det i

gjennomsnitt skapt 30-50 jobber per marine bevaringsområde som omfatter inntekter knyttet til inngangspenger, dykketurisme og lokal økonomi som følge av økt turisme.

3.3 Fullt- versus delvis beskyttede områder

De siste årene har det blitt publisert flere studier som har sammenlignet fullt beskyttede (null-fiske) og delvis beskyttede områder. Delvis beskyttede områder har områdebaserte tiltak på et høyere nivå enn hva man gjerne kaller åpne områder. I slike syntese- og meta-studier er det forventelig ulik grad av hvor strenge reguleringer det er i delvis beskyttede områder. Ferreiera et al. (2022) la til grunn at fullt beskyttede områder korresponderte med IUCN-kategoriene Ia og b, II og III, mens delvis beskyttede områder korresponderte med IV, V og VI. Ferreiera et al. (2022) analyserte 18 forskningsartikler som sammenlignet fullt beskyttede, delvis beskyttede og åpne områder i Brasil. De fant at bevaringsområdene (fullt og delvis beskyttet) totalt sett hadde 17 % øning i artsmangfold sammenlignet med åpne områder. Fullt beskyttede områder hadde 45 % økning i artsmangfold sammenlignet med åpne områder og 22 % økning sammenlignet med delvis beskyttet. Det var ingen statistisk forskjell mellom delvis beskyttede og åpne områder. Delvis beskyttede områder som rapporterte sterke positive effekter krevde lang tid (mer enn 15 år) og et høy grad av konnektivitet.

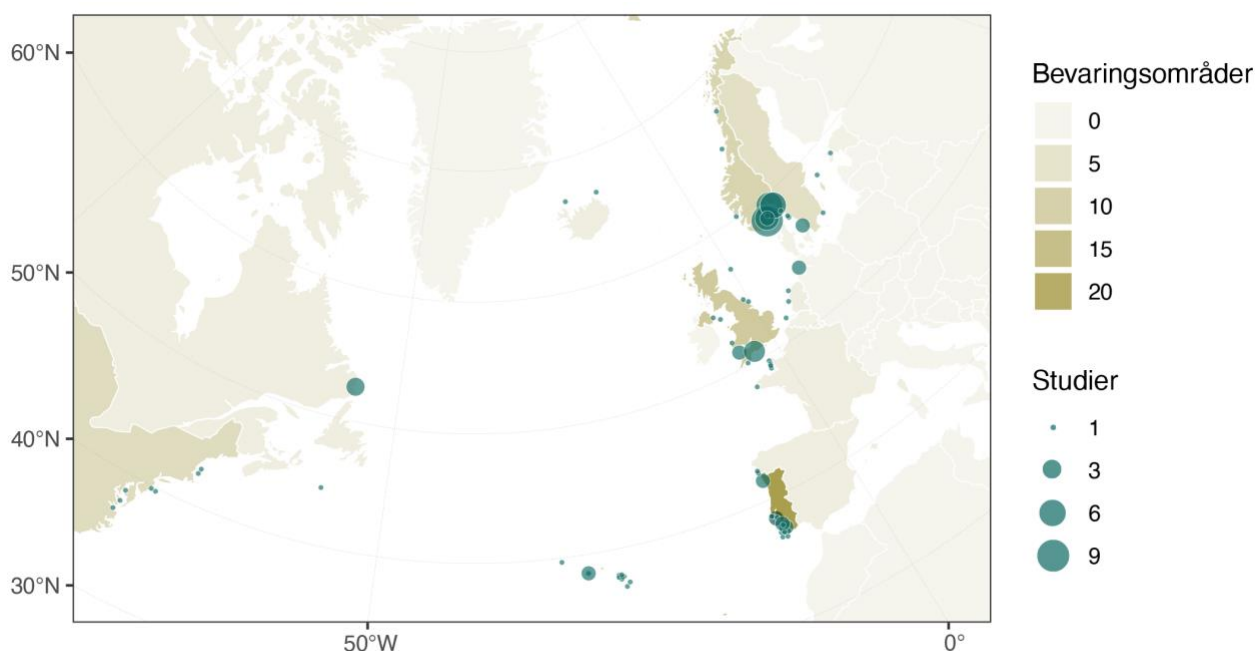
I en annen meta-studie estimerte Sala og Giakoumi (2018) at fiskebiomassen i fullt beskyttede områder økte med 670 % sammenlignet med åpent område. Fiskebiomassen var 343 % høyere i fullt beskyttede sammenlignet med delvis beskyttede områder. Det var 183 % økning i fiskebiomasse mellom delvis beskyttede og ubeskyttede områder. Fiskebiomassen økte over tid i null-fiskeområdet, men ikke i delvis beskyttet eller åpent område. I en meta-analyse av 81 forskningsartikler, fant Giakoumi et al. (2017) at biomasse og tetthet var henholdsvis 2,3 og 1,4 ganger høyere i fullt beskyttede områder enn i nærliggende åpne områder. Det var ingen effekt i total fiskebiomasse og biomasse av kommersielt viktige arter mellom delvis beskyttede og åpne områder, men enkeltarter kunne ha effekt. Fullt beskyttede områder hadde signifikant høyere effekt på biomasse enn delvis beskyttede. Det var ingen statistisk forskjell i tetthet. Det var en liten, men signifikant, effekt på artsmangfold mellom fullt beskyttede og ubeskyttede områder, men ingen forskjeller mellom delvis beskyttet og fullt beskyttet. Scibberas et al. (2015) gjennomførte en meta-analyse av 40 forskningsartikler og 63 bevaringsområder, der 51 var brukt til å evaluere delvis beskyttet mot ubeskyttet og 22 fullt beskyttet mot ubeskyttet. De fant at tettheten i fiskesamfunnet var i snitt 22 % høyere i delvis beskyttet område enn i ubeskyttet, og biomassen var 51 % høyere. Resultatet var signifikant for mål-arter men ikke for andre arter enn målarter. Tettheten i fiskesamfunnet var i snitt 11 % høyere i null-fiskeområder sammenlignet med delvis beskyttede områder, men ikke signifikant. Biomasse var 92 % høyere (signifikant) i null-fiskeområder sammenlignet med delvis beskyttede områder. Samtidig var det i en meta-analyse fra Filippinene ikke funnet forskjeller i gjennomsnittlig årlig økning i dekningsgrad av koraller mellom null-fiskeområder og delvis beskyttede områder, kun en mangel på økning i åpne områder (Magdaong et al., 2014).



Figur 13: Sala og Giakoumi (2018) viste at fullt beskyttede områder har betydelig høyere effekt på biomasse enn delvis beskyttede områder.

4. TEMPERERTE HAVOMRÅDER

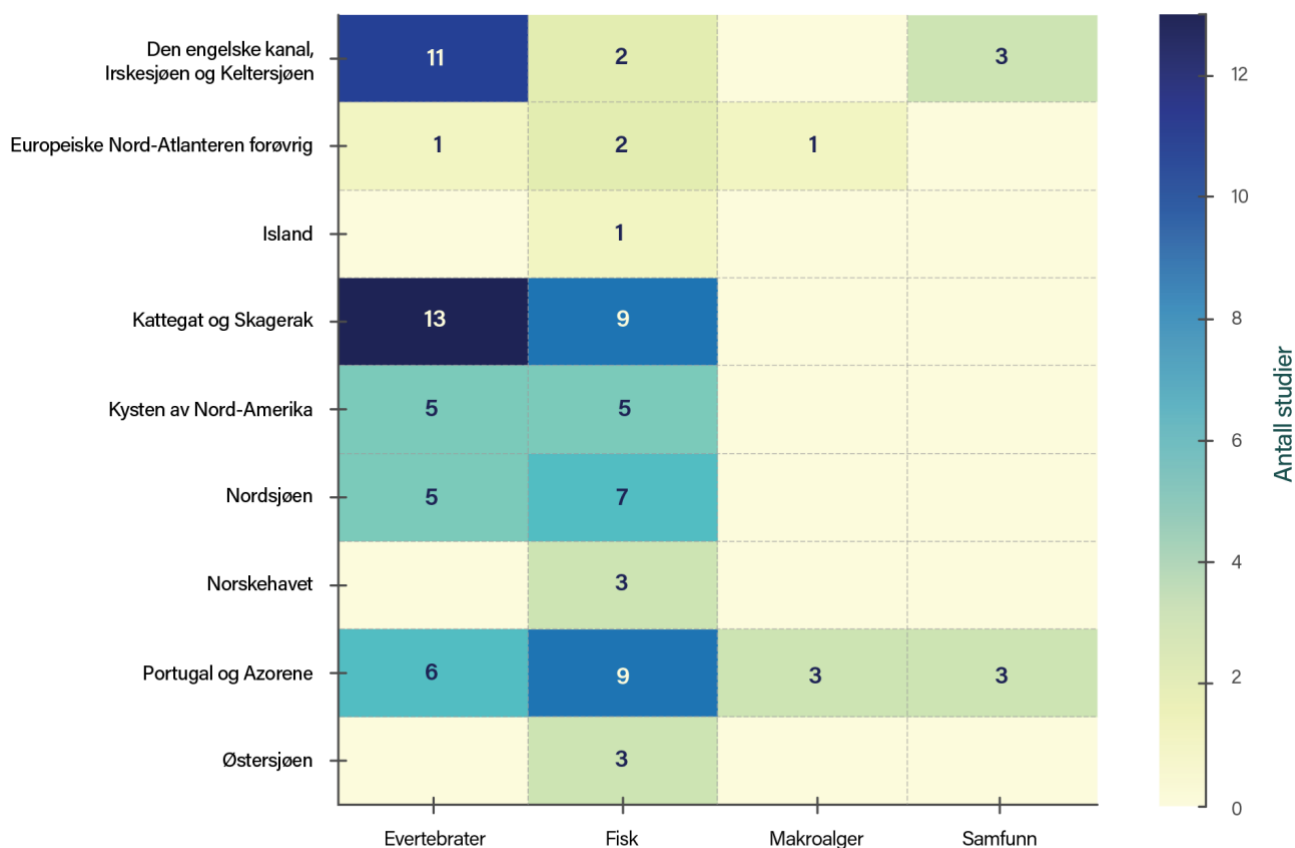
Bevaringsområdene studert i de 79 artiklene (vedlegg 2) som ble godkjent for datainnsamling var spredt relativt bredt i kystnære Nord-Atlanteren, men Europa er bedre representert enn Nord-Amerika (Figur 14). En tredjedel av studerte bevaringsområder var i Portugal (inkludert Azorene). Norske bevaringsområder er godt representert i litteraturlisten, mest fra bevaringsområdene i Flødevigen, Bolærne, Kvernskjær og Tvedestrand, og da hovedsakelig på hummer (Fernández-Chacón et al., 2021; Fernández-Chacón et al., 2020; Knutsen et al., 2022; Moland et al., 2013a; Sjørdalen et al., 2018, 2020, 2022; Thorbjørnsen et al., 2018) men også noe på torsk (Fernández-Chacón et al., 2015; Moland et al., 2013a).



Figur 14: Oversikt over marine bevaringsområder i tempererte havområder i Atlanterhavet i den endelige litteraturlisten. Punktene viser individuelle bevaringsområder, og størrelsen antall studier. Fargestyrken på landene viser antall bevaringsområder fra studiene i hvert land.

Beskyttelsesgraden i de ulike bevaringsområdene varierte. Samlet var 29 % av studiene gjennomført i fullt beskyttede bevaringsområder («no-take zones»), og ytterligere 19 % var gjennomført i mer enn ett bevaringsområde hvor disse hadde ulik beskyttelsesgrad og inkluderte både fullt og delvis beskyttede områder. Nesten halvparten av studiene (45 %) var gjennomført kun i delvis beskyttede områder. Reguleringene i delvis beskyttede områder var variabel og ofte dårlig beskrevet. Resultater er derfor ikke nyansert utover «delvis beskyttet». Kysten av Portugal, inkludert Azorene, var både området med flest studier (16 studerte bevaringsområder), samt det med flest fullt beskyttede områder (24 % av studerte «no-take zones» og 38 % av studier med bevaringsområder med ulik beskyttelsesgrad). Samlet ligger 58 % av studerte delvis beskyttede bevaringsområder i Skagerrak,

Nordsjøen og den engelske kanal. De aller fleste studier rapporterte resultater for ulike fiskearter (52 %) og/eller evertebrater (53 %) (Figur 15). Dette kunne være enkeltarter eller samfunn av ulike arter innenfor hver gruppe. Kun fem studier rapporterte effekter av bevaring på makroalger, og seks studier rapporterte effekter på blandede artssamfunn. Ingen studier i den endelige litteraturlisten vurderte effekter av marine bevaringsområder på fugl eller sjøpattedyr.

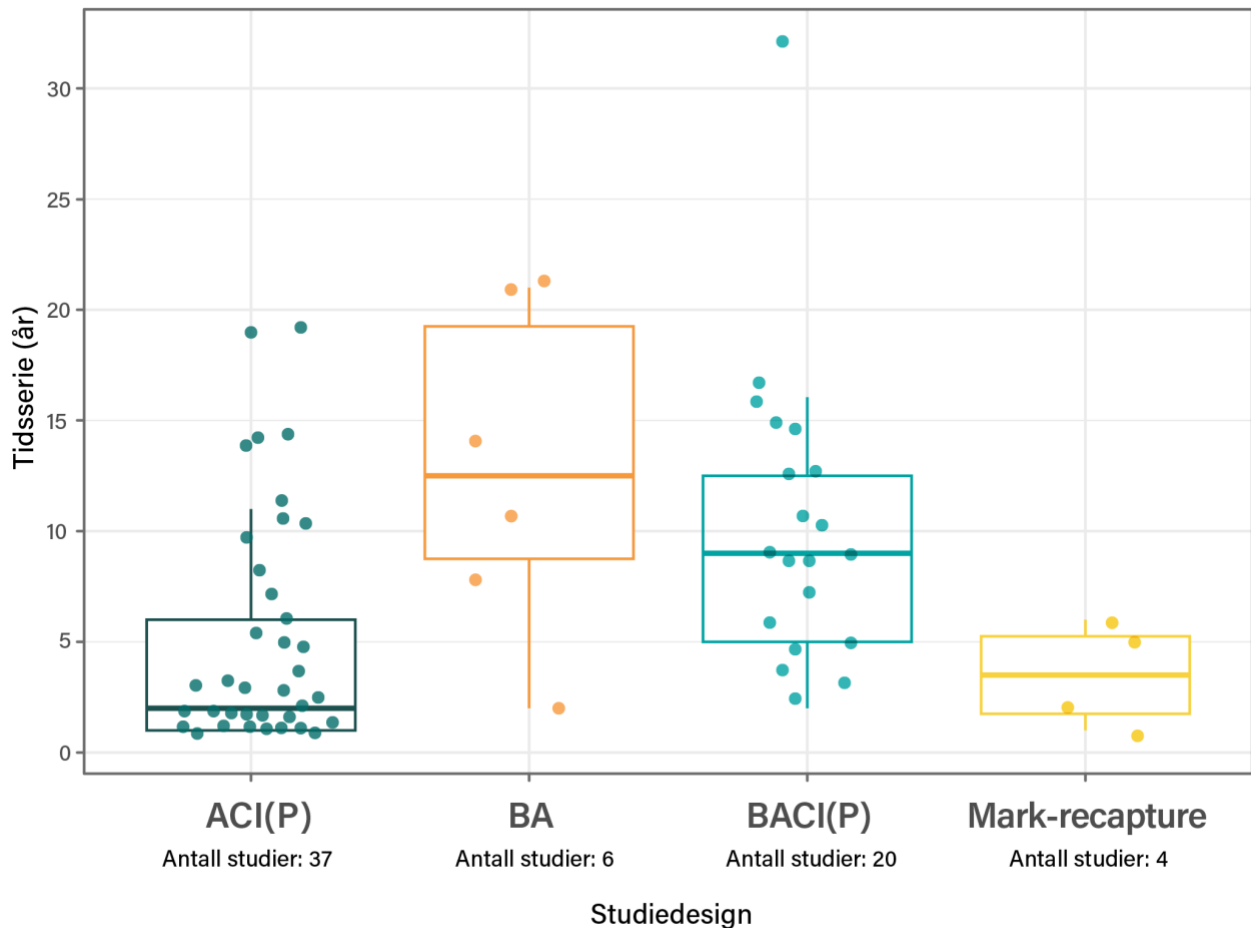


Figur 15: Heatmap-diagram over taksonomiske grupper rapportert i studiene i den endelige litteraturlisten for tempererte Nord-atlanteren, gruppert etter geografisk område. Plottet viser både antall studier og andelen som rapporterte resultater for ulike taksonomiske grupper. Merk at hver studie kan være representert flere ganger dersom ulike taksonomiske grupper eller flere geografiske områder var inkludert i en enkelt studie.

Tolv studier basert på modellering og simuleringer er inkludert i litteraturlisten; de resterende studiene var alle basert på empiriske data. Av de empiriske studiene ($n = 67$), var 55 % romlige sammenligninger etter at vern var implementert (ACI), og 31 % romlige og tidsmessige sammenligninger mellom bevarings- og kontrollområder før og etter implementering av vern (BACI) (Figur 16). Kun en liten andel studier inkluderte kun tidsmessige sammenligninger fra innenfor bevaringsområdet før og etter implementering av vern (BA; 8 %, $n = 5$), og fire studier (6 %) benyttet fangst – gjenfangst («mark-recapture») metoder.

Av de empiriske studiene involverte 77 % datainnsamling over en periode på lengre enn ett år. Naturlig nok var ingen av studiene hvor data var samlet inn i løpet av kun ett år basert på

sammenligninger av før og etter implementering av et bevaringsområde. Hele 41 % av ACI-studiene var ettårige og utgjør en høy andel studier som kun har gjennomført romlige sammenligninger på et gitt tidspunkt eller ved noen få samplinger i løpet av ett år. Den lengste tidsserien rapportert var en BACI-studie fra den engelske kanal som strakk seg over 32 år (Amelot et al., 2024). Den samlede middelverdien (alle studier, ikke inndelt etter studiedesign) var tidsserier på 5 år.



Figur 16: Oversikt over studiedesign og tidsserier blant studiene i den endelige litteraturlisten. Merk at kun studier med empiriske data er inkludert (n.= 67). Hvert punkt representerer én studie (her kan altså ikke samme studie fremtre flere ganger). Boxplots viser fordeling av lengde på tidsserie for ulike studiedesign. ACI står for «after – control – impact» og indikerer studier med sammenligninger kun i tid og rom etter at bevaringsområder er etablert. BA står for «before – after» og indikerer studier med sammenligninger kun i tid før og etter implementering av et bevaringsområde. BACI står for «before – after – control – impact» og indikerer studier med sammenligninger før og etter i både i tid og rom. P står for «paired» og indikerer flere par med bevaringsområder og kontrollområder; noen ACI og BACI-studier hadde ett par og andre hadde flere. Mark-recapture indikerer studier hvor merkede individer er fulgt over tid enten med fysisk gjenfangst i f.eks. teiner eller ved akustiske signal.

Det var stor variasjon i effektmålene rapportert, men tetthet var desidert mest vanlig, etterfulgt av biomasse og alder og/eller størrelsesfordeling. To tredjedeler (60 %) av empiriske studier rapporterte effekter på tetthet, og 39 % rapporterte på størrelses- eller alderssammensetning. Av empiriske studier rapporterte 19 % biomasse, og disse rapporterte ofte for flere arter eller artsgrupper. Biomasse fremstår derfor som ganske godt rapportert, spesielt for fisk.

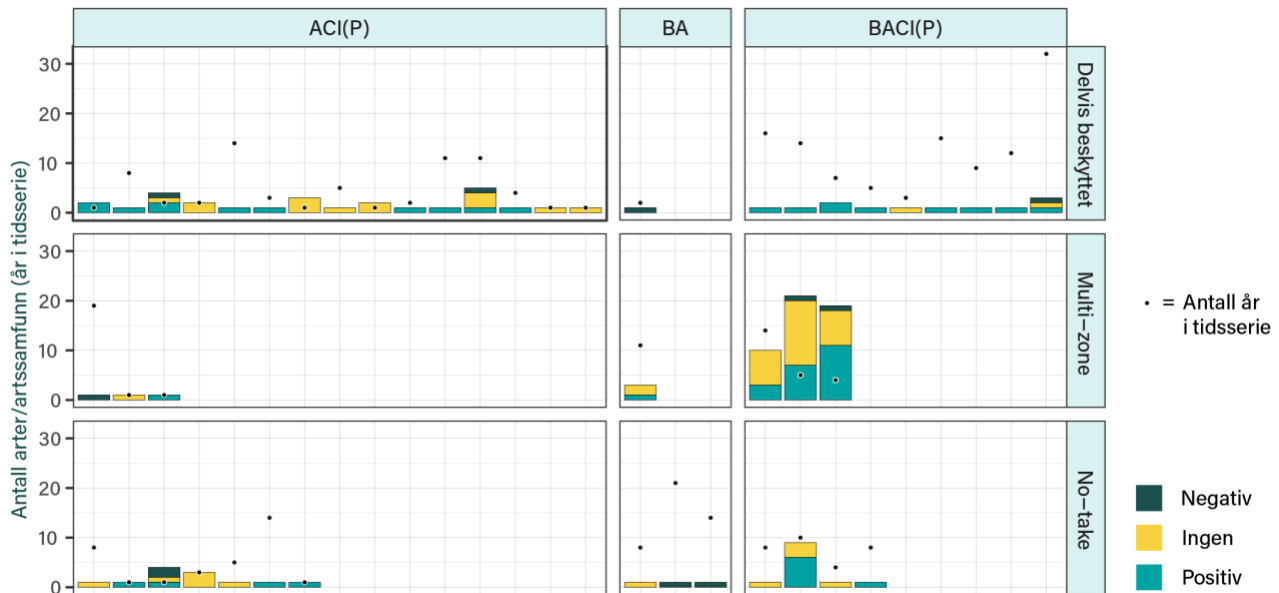
Hvor vidt empiriske studier rapporterte en positiv effekt av vern på tetthet av ulike arter og artsgrupper innenfor bevaringsområder var variabelt. Når data var hentet ut i høyest mulig oppløsning (én artikkel kunne bidra til mer enn ett datapunkt om resultater var rapportert for mer enn én art eller artsgruppe), var det ingen målbar effekt av vern for snaut halvparten av tilfellene (47 %). Andelen rapporterte positive effekter var nesten like høye (44 %), og i noen tilfeller (9 %) var det rapportert en negativ effekt av vern. Fem studier undersøkte også effekter på tetthet gjennom modellering, hvor tre predikerte ingen effekt av vern og to predikerte en positiv effekt. For biomasse rapporterte 49 % av empiriske studier om positive effekter, 46 % rapportere om ingen effekt, og 5 % om negativ effekt av vern. Alle fire modelleringsstudier som undersøkte effekter på biomasse predikerte at denne ville være positiv. For alders- og størrelsesfordeling var det rapportert en positiv effekt i halvparten av tilfeller (51 %), ingen effekt i 39 % av tilfeller, og en negativ effekt i 10 % av tilfeller. To modelleringsstudier predikerte også positive effekter.

Artsrikdom var rapportert i 17 % av studier med et lignende mønster; halvparten (50 %) rapporterte ingen effekt av vern, 44 % rapporterte en positiv effekt og høyere artsrikdom innenfor bevaringsområder enn utenfor eller en øking etter implementering av vern, og noen få (6 %) rapporterte en negativ effekt av vern. Artssammensetning var mindre rapportert enn artsrikdom (10 % av studier). Av disse rapporterte flertallet (78 %) en endring uten at det er gjort forsøk på å klassifisere endringen som positiv eller negativ. To studier rapporterte ingen målbar effekt av vern på artssammensetning. Ingen av de inkluderte modelleringsstudiene undersøkte artsrikdom eller -sammensetning.

Andre effekter enn de som er beskrevet over (tetthet, biomasse, alders-/størrelsessammensetning, artsrikdom og –sammensetning) er kun beskrevet i spredte enkeltstudier i de aktuelle havområdene. Det er derfor store kunnskapshull på andre effekter som reproduktivt utbytte, rekruttering, spill-over av voksne individer og eksport av larver. Noen av disse kunnskapshullene har vært forsøkt besvart gjennom modelleringsstudier.

For de fleste målevariabler var det for få studier til å vurdere en eventuell sammenheng mellom studiedesign og konklusjonene angående effekter av vern. Selv for tetthet, som var mest rapportert, er det ikke en veldig tydelig sammenheng, men en ser tendenser til at en høyere andel studier med BACI-design rapporterer positive effekter enn kortvarige studier med kun en romlig sammenligning (ACI-design) (Figur 17). Det var også en svært høy andel negative resultater blant BA-studier, eller studier som kun sammenlignet status i selve bevaringsområdet før og etter vern var implementert. Det er mulig dette skyldes at en ved en mangel på en romlig kontroll ikke kan skille generelle regionale trender fra effekten fra vern (f.eks. at nedgangen kan ha vært større utenfor bevaringsområdet og at vern likevel hadde en positiv effekt), men gitt få studier er det ikke mulig å

trekke slutninger her. De største studiene hvor en rekke ulike arter var studert var BACI-studier med både romlig og tidsmessige sammenligninger med minst ett fullt beskyttet område studert (Figur 17).

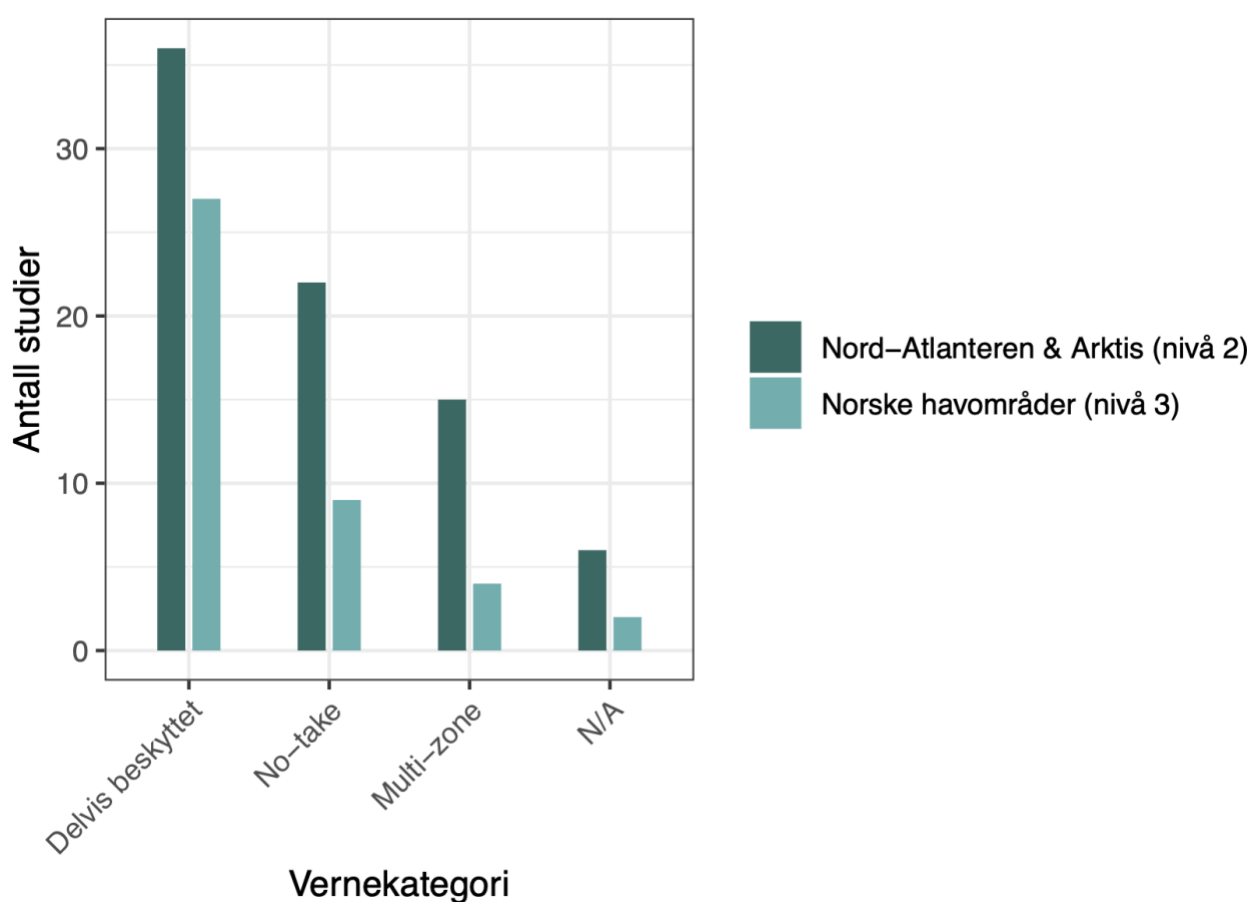


Figur 17: Empiriske studier som rapporterte på tetthet, sortert etter studiedesign og beskyttelsesgrad på bevaringsområde(ene) studert. Hver stolpe representerer én studie. Høyden på stolpen viser antall arter (evt. mindre artsgrupper) det var oppgitt resultater for. Positiv, negativ og ingen referer til effekten påvist, enten som endring over tid (høyere tetthet etter implementering av vern) eller i rom (høyere tetthet innenfor bevaringsområdet enn utenfor). De svarte punktene viser antall år i tidsserien.

I tillegg til målevariablene nevnt ovenfor har noen studier, og da spesielt merke-gjenfangst («mark-recapture») studier, rapportert på fenomen som ulike arters «home range» (størrelsen på området de fleste bevegelser skjer innenfor over en gitt periode), bevegelsesmønstre og hvordan dette påvirker hvor effektive bevaringsområdene er. Flere studier rapporterte at individer merket i et bevaringsområde også beveget seg utenfor uten å tydelig dokumentere en netto spill-over effekt av voksne individer (Moland et al., 2013a; Moland et al., 2013b; Morris et al., 2014; Villegas-Ríos et al., 2021; Villegas-Ríos et al., 2022). Med det sagt, ble det observert at spill-over-hummer fra bevaringsområder var større enn hummer som vandret ut fra korresponderende kontrollområder (Thorbjørnsen et al., 2018) og at kant-effekter forekommer (Nillos Kleiven et al., 2019). Arter med større hjemmeområder og som migrerer beskyttes i mindre grad enn arter som ikke beveger seg over et stort område, da det er større sannsynlighet for at individene havner på utsiden av bevaringsområdet (Morris et al., 2014; Villegas-Ríos et al., 2021). Det er forøvrig vist at bevaringsområder har potensiale til å beskytte også migrerende arter, som sjørøret (Thorbjørnsen et al., 2019).

5. HAVOMRÅDER NORGE GRENSER TIL

En rekke av studiene i Nord-Atlanteren var fra Skagerrak og Nordsjøen (Figur 14). Det var svært begrenset med studier fra Norskehavet og Barentshavet. Samtidig var en betydelig andel av studiene på delvis beskyttede områder (Figur 18). Studier fra svenske null-fiskeområder og hummerfredningsområder i Norge utgjorde et vesentlig antall av studiene. I dette kapitlet ser vi nærmere på hvordan resultatene fordeler seg mellom havområder. Samtidig har vi også hentet inn grå litteratur, da i hovedsak fra Norge og Sverige.

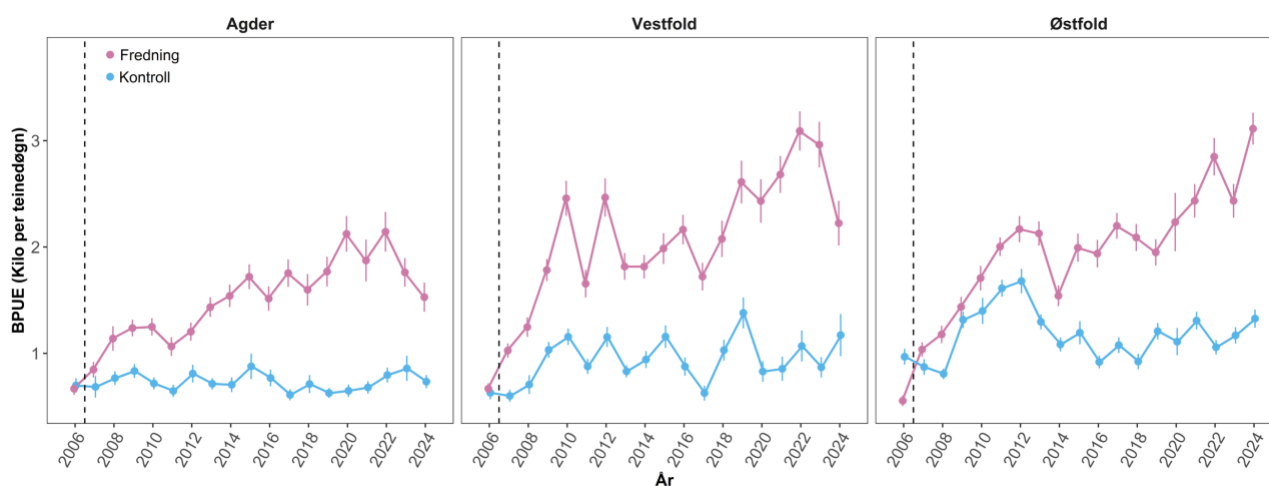


Figur 18: Antall studier i syntesen på nivå 2 og 3 delt opp i ulike grader av beskyttelse. Delvis beskyttet har varierende grad av fiske tillatt og i no-take er det forbud mot fiske. I multi-zone er det flere soner med ulike grader av beskyttelse/reguleringer. I noen studier var reguleringsnivå ikke oppyst (N/A).

5.1 Skagerrak og Kattegat

I 1989 ble Kåvra hummerfredningsområde på vest-kysten av Sverige etablert. Et forskningsfiske der merke-gjenfangst var inkludert, har pågått siden 1994. Moland et al. (2013b) viste en signifikant økning i fangst per enhet innsats fra 1994 til 2007 og at både hunner og hanner hadde en positiv trend i økt overlevelse i hummerfredningsområdet. Kroppsstørrelsen til hummeren økte i

gjennomsnitt med 29 % gjennom studieperioden. I Norge ble de første hummerfredningsområdene etablert i Skagerrak i 2006 (Pettersen et al., 2009). Disse kan karakteriseres som delvis beskyttet, der forskriften sier at «Det er forbudt å fiske med andre redskaper enn håndsnøre, fiskestang, dorg eller snurpenot i områdene» (Nærings- og fiskeridepartementet, 2021). Havforskningsinstituttet har fulgt opp tre hummerfredningsområder som ble etablert i 2006; Kvernskjær (Hvaler), Bolærne (Færder) og Flødevigen (Arendal) med en BACIP-design. Fire år etter implementering viste Moland et al. (2013a) at fangst per enhet innsats (hummer/teine/døgn) hadde økt med 245 % i hummerfredningsområdene mot en økning på 87 % i kontrollområdene. Samtidig økte gjennomsnittlig størrelse med 13 % samtidig som det det var tilnærmet ingen endring i størrelse i kontrollområdene. Effekten har fortsatt å øke i fredningsområdene i påfølgende år (Figur 19, Knutsen et al., 2022). Fernandez-Chacon et al. (2020) viste, basert på merke-gjenfangstdata, også en positiv effekt på kroppsstørrelse og overlevelse. Gjennomsnittlig årlig overlevelse var to ganger høyere i hummerfredningsområder enn i kontrollområder. (Calef, 2016) beregnet at total eggproduksjon i hummerfredningsområdene økte med 300 % etter 9 år, uten endring i kontrollområdene.



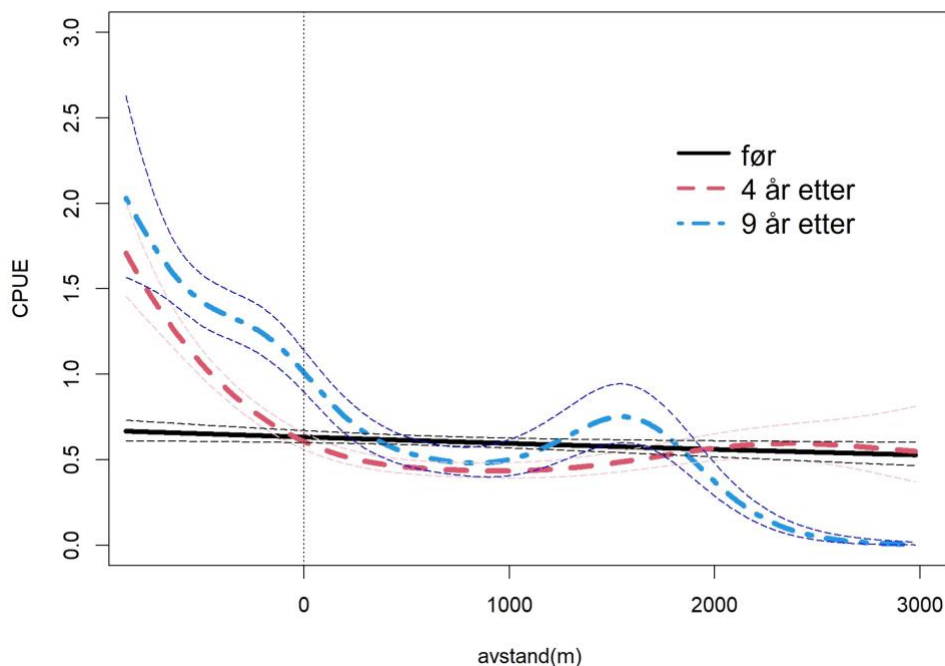
Figur 19: Biomasse (kg) av hummer per teine i Flødevigen (Agder), Bolærne (Vestfold) og Kvernskjær (Østfold) i fredningsområder og kontrollområder i perioden 2006 til 2024. Loddrett stiplede linje indikerer etablering av hummerfredningsområder (2006). Oppdatert av Sørvalen fra Knutsen et al. (2022).

Basert på merke-gjenfangststudier, fant Thorbjørnsen et al. (2018) at hummer som vandret ut av fredningsområder var 1,2 cm (totallengde) lengre enn de som vandret ut av de korresponderende kontrollområdene i perioden 2006 til 2014. Det var ingen forskjell i antall individer som vandret ut av fredningsområdene sammenlignet med kontrollene. Nillos Kleiven et al. (2019) studerte spill-over av hummer i Askerøya hummerfredningsområde (5 km², etablert 2012). Etter fire år var fangst per enhet innsats 2,6 ganger høyere i bevaringsområdet sammenlignet med omkringliggende kontrollområde, der tettheten var høyest i midten av bevaringsområdet. Ved grensen var fangstraten lik som før etablering, der det også ble observert en tre-dobling av antall hummerteiner langs

grensene. Etter 9 år ble det detektert en lekkasje-effekt de nærmeste 2-300 meter på utsiden av hummerfredningsområdet (Figur 20, Van Hoey et al., 2024).

Den positive responsen i hummerfredningsområder ledet til at Fiskeridirektoratet oppfordret alle kommuner til å etablere ett eller flere hummerfredningsområder (Fiskeridirektoratet, n.d.). I dag er det i overkant av 60 hummerfredningsområder i Norge, der det nordligste ligger i Stefjorden i Narvik kommune. En masteroppgave studerte effekten i syv hummerfredningsområder der det har blitt gjennomført folkeforskning. Folkeforskerne har fulgt samme forskningsdesign som Havforskningsinstituttet og områdene strekker seg fra Austevoll i vest til Nesodden i øst. Torgan (2024) estimerte en gjennomsnittlig årlig økning i fangst per enhet innsats på 22 % i hummerfredningsområdene sammenlignet med 0,5 % i kontrollområdene. Samtidig ble det estimert en gjennomsnittlig vekst i lengde på 2,3 % (0,62 cm) per år i hummerfredningsområdene.

Fredningsområder for hummer har også innvirkning på hummerens livshistorie og funksjon. Sjørdalen et al. (2018) studerte adferd knyttet til formering i hummerfredningsområdet og et kontrollområde. Studiet viste at hunnene var større enn hannene i kontrollområdet, men ikke i fredningsområdet. I fredningsområdet parret 32 av 34 hunnhummer seg med hanner som var større enn de selv (gjennomsnittlig størrelsesforskjell på 22,5 %). Også i kontrollområdet var dette tilfelle for 12 av 15 hunner, men her var størrelsesforskjellen på bare 6,4 %. Basert på omfattende merke-gjenfangstundersøkelser over flere år, viste Sjørdalen et al. (2022) at hummeren i fredningsområder vokser raskere enn i kontrollområder. Dette skyldes at de skifter skall oftere og at de vokser i gjennomsnitt 9 % mer per skallskift i fredningsområdene enn i kontrollområdene. Forfatterne argumenterer for at dette forekommer fordi fiskeriene høster på de mest aktive og produktive dyrene. Disse dyrene, som er ekstra sårbare for fiske, blir effektivt beskyttet i hummerfredningsområdene.



Figur 20: Gradient av fangst-per-enhet-innsats (cpue), hummer per teinedøgn) i ulike avstander i meter fra grensen (0; stiplede linje) av Askerøya hummerfredningsområde før, 4 år etter og 9 år etter. Lengst til venstre indikerer midten av hummerfredningsområdet. Kilde: Van Hoey et al. (2024).

I hummerfredningsområdene er det også studert effekter på en rekke andre arter, som i mer eller mindre grad er beskyttet basert på gjeldende reguleringer. Taskekrabbe er effektivt beskyttet fra fiske i hummerfredningsområder. I en masteroppgave fant Gildas (2016) at bestanden av taskekrabbe, i motsetning til hummer, gikk ned i hummerfredningsområdene. Gildas (2016) kobler dette til interspesifikk konkurranse der flere og større hummer fører til en nedgang i bestanden av taskekrabbe. Moland et al. (2021) syntetiserte forskningen knyttet til hummerfredningsområder i Norge. Det er observert positive effekter også på ulike arter av leppefisk (bergnebb; *Ctenolabrus rupestris* og grønngylt; *Symphodus melops*), samt at overlevelsen for torsk har økt i hummerfredningsområdene. Fire år etter etablering av Flødevigen hummerfredningsområde fant Moland et al. (2013a) at det var blitt flere og større torsk sammenlignet med kontrollområdet. Omfattende data fra merke-gjenfangst viser en økning i overlevelse på 167 % for små (<45 cm) og 83 % for stor torsk, samtidig som overlevelsen var uendret i kontrollområdene (Fernández-Chacón et al., 2015). Videre ble det vist at hvis fredningsområdet hadde vært fullt beskyttet (null-fiske) ville overlevelse blitt ytterligere forsterket med 100 % for små torsk og 44 % for store torsk.

I 2012 ble det etablert et null-fiskeområde (1 km²) i Tvedestrandsfjorden med bufferområder (regulert på samme måte som hummerfredningsområder) både på innsiden og utsiden. Basert på en tidsserie med strandnot, fant Varnes og Olsen (2023) ingen signifikante effekter av fredning på artsrikdom eller diversitet etter 9 år. For noen arter av meso-predatorer var det en signifikant nedgang i kroppsstørrelse i null-fiskeområdet, noe som kan indikere en trofisk respons. Samtidig var

det ingen detektert effekt på tetthet eller størrelse hos torsk. De begrensede effektene kan være knyttet til null-fiskeområdets begrensede størrelse og torskens romlige bevegelse. Basert på akustisk telemetri, studerte Villegas-Rios (2021) adferd på torsk i null-fiskeområdet. Årlig overlevelse av torsk i null-fiskeområdet var lav (under 57 %). Overlevelse økte etter beskyttelse, men sank så til samme nivå som før implementering etter tre år. Torsk viste ingen adferdsendringer (hjemmeområde, vertikal migrasjon og dybdebruk) som et resultat av beskyttelse. Villegas-Rios (2021) viste at 30 % av torsken hadde et hjemmeområde som var fullt beskyttet fra fiske. De resterende 70 % oppholdt seg deler av tiden utenfor null-fiskeområdet og hadde høyere risiko for å bli fisket. For lyr (*Pollachius pollachius*), var det kun 14 % av individene som var fullt beskyttet fra fiske. Berggyllt, som har mindre hjemmeområder, var bedre beskyttet, der 36 % av individene var effektivt beskyttet fra fiske. For sjørret varierte seleksjonen på adferd innenfor og utenfor null-fiskeområdet (Thorbjørnsen et al., 2021). Større hjemmeområder var en ulempe for individer som hadde tilhørighet i null-fiskeområdet, mens det var en fordel for individer som hadde tilhørighet utenfor. Villegas-Rios et al. (2017) viste at for et slikt mindre null-fiskeområde som i Tvedestrandsfjorden kan det være fisk med små hjemmeområder som har lavest sannsynlighet for å bli fisket, sammenlignet med fisk med større hjemmeområder. Dette kan favorisere en rask tilpasning til små hjemmeområder. En nylig publisert forskningsartikkel (Koeck et al., 2024) fant at fordelene av beskyttelse i null-fiskeområdet var uavhengig av individenes romlige bruk, men isteden var påvirket av økotype-spesifikke forskjeller i habitatbruk. Både fjordtorsk og offshore torsk (Nordsjø-komponent), som er ulike genetisk og i livshistorie, oppholder seg i Tvedestrandsfjorden. Fjordtorsken er fenotypisk mer tilpasset fjordøkosystemet i Tvedestrand og har blant annet høyere aerobisk kapasitet under varme forhold. I null-fiskeområdet var det i hovedsak offshore torsk som befant seg, mens fjordtorsken i hovedsak oppholdt seg innerst i fjorden, utenfor null-fiskeområdet. I 2024 ble null-fiskeområdet i Tvedestrandsfjorden omregulert til hummerfredningsområde. Dette var det eneste eksisterende null-fiskeområdet i Norge.

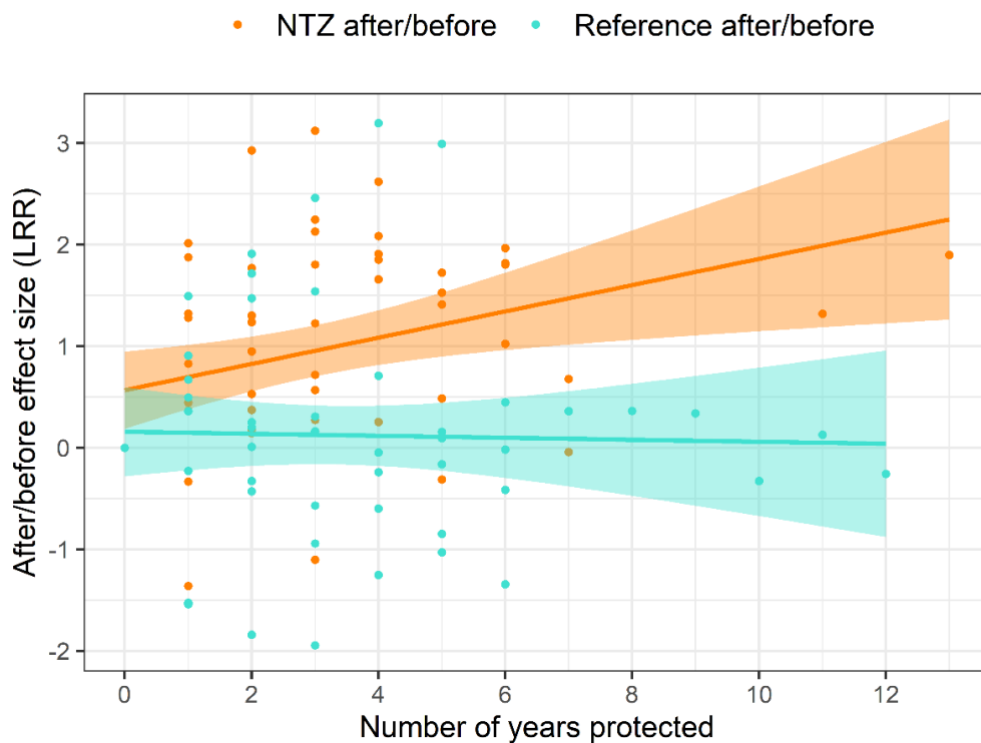
I Sverige har det blitt etablert åtte null-fiskeområder. Fire av disse ligger i Skagerrak/Kattegat (Havstenfjord, Vinga og Kattegat), samt. det delvis beskyttede Kåvra hummerfredningsområde utenfor Lysekil. Kraufvelin et al. (2023) studerte effekten av to null-fiskeområder (Vinga; 1,2 og 3,2 km²) med kunstige rev på den svenske vestkysten i perioden 2002-2015. Sammenlignet med kontrollområdet, var det en positiv effekt på hummer, gressgyllt, grønngyllt, svømmekrabbe, strandkrabbe og taskekrabbe i null-fiskeområdet. Det var ingen endring på sypike, torsk og pyntekrabbe. Flere av disse artene hadde en økende trend i perioden 2002-2006, men dette ble ikke detektert i 2015. Det ble ikke observert endringer i bunnsamfunn gjennom studieperioden. De fant et signifikant negativt forhold mellom byttedyr blant ti-fotkreps og total tetthet av predatorarter (hummer, torsk og sypike), noe som indikerte en økt, eller re-etablert, ovenfra-ned (top-down) kontroll over tid i null-fiskeområdet.

I Kattegat ble det i 2009 etablert et null-fiskeområde (426 km²) til dels omgitt av flere delvis beskyttede områder. Forskningsoppfølging med bunntål i null-fiskeområdet, det delvis beskyttede området og to kontrollområder ble gjennomført i perioden 2008-2021 (Sköld et al., 2022). Analyser viste signifikante skifter i fiskesamfunn gjennom studieperioden. Seks til syv fiskearter, inkludert torsk økte samlet sett i null-fiskeområdet sammenlignet med kontroll basert enten på biomasse eller tetthet som avhengig variabel. Det var en positiv direkte effekt på biomasse over tid i null-fiskeområdet for sandflyndre, lomre og sjøkreps sammenlignet med kontrollområdet. Piggvar økte signifikant i det delvis beskyttede området sammenlignet med kontrollområdene. Men hverken tetthet eller biomasse på torsk vist signifikant økning som en effekt av null-fiske og delvis beskyttet område til tross for to relativt sterke årsklasser i 2012 og 2013. Sköld et al. (2018) studerte effekten av kronisk tråling på makrofauna på bløtbunn, der null-fiskeområdet i Kattegat inngikk i studiet. En oppdatert analyse ble gjennomført av Bergström et al. (2022). Det ble observert et signifikant skifte i makrofaunasamfunnet med arter som både økte og sank innenfor null-fiskeområdet. Disse artsrepsonsene kan indikere en langtids bedring etter at bunntåling på bløtbunn stoppet opp. Det ble observert en lavere tetthet av mudderslangestjerner i null-fiskeområdet sammenlignet med trålte områder, noe som kan forklares med en forventet økning i predasjonstrykk fra bunnfisk og sjøkreps i null-fiskeområdet.

Bergström et al. (2022) publiserte en rapport der de evaluerte alle null-fiskeområder i Sverige. En meta-analyse av utvalgte arter viste at fangst per enhet innsats var 2,6 ganger høyere etter tre år med beskyttelse og 3,8 ganger høyere enn kontrollområder etter seks år (Figur 21). Proporsjonen av gamle og større individer økte i null-fiskeområdene, og derfor også det reproduktive potensialet i populasjonene. I to av null-fiskeområdene var torskens responser positive, men svake. Forfatterne knytter dette til lang tids rekrutteringsoverfiske. Studier på effekter i Vinga og Kattegat har blitt publisert i vitenskapelige artikler, nevnt ovenfor. I null-fiskeområdet i Havstenfjord har fokus vært på torsk og flyndrer. Størrelsen på dette null-fiskeområdet er 13 km² og det er omkranset av et 154 km² bufferområde. Forskningsfangstene har i hovedsak blitt utført med trål. Noe senere har det også blitt startet opp en tidsserie på BRUVs (agnede stereo-video rigger). Etter 12 år er det ikke dokumentert at null-fiskeområdet og buffersonen har bidratt til en gjenoppbygging av bunnfiskbestander. Det har vært år der torsk ikke har vært observert i trål. Men større torsk har vært observert med BRUVs på hardbunnshabitater, noe som kan indikere at trålsurvey ikke har vært den beste overvåkningsmetoden inne i en trang fjord. Bergström et al. (2023) trekker fram at bestandene i utgangspunktet har vært på svært lavt nivå med veldig få større individer og at dette er arter med relativt lange generasjonstider. En gjenoppbygging kan derfor, om mulig, ta flere generasjoner, der viktige faktorer er høy rekruttering og lav fiskedødelighet.

Kåvra hummerfredningsområde (2,1 km²), like utenfor Lysekil, ble etablert i 1989. Her er det forbudt å fiske med redskaper som kan fange hummer, mens andre fiskeredskaper er tillatt. For hummer er

det beregnet en fire ganger høyere fangst per enhet innsats, signifikant større individer og 7-9 ganger høyere reprodusert potensial sammenlignet med kontrollområdet. Effekter på fisk og bentiske samfunn viste ingen signifikant respons. Tettheten av taskekrabbe, som også observert i Norge (Gildas, 2016), har gått ned i hummerfredningsområdet, der det er observert 3-4 ganger mer krabbe i kontrollområdene. Dette er mest sannsynlig knyttet til inter-spesifikke interaksjoner mellom taskekrabbe og hummer.



Figur 21: Regresjonslinjer for forholdet mellom antall år beskyttet og før/etter log effektstørrelse for null-fiskeområder (oransje) og kontrollområder (turkis) i Sverige. Skyggelagde områder representerer 95% konfidensintervall av regresjonen. Gjenbrukt med tillatelse fra Bergström et al. (2022).

Filbee-Dexter et al. (2024) fant ingen positive effekter av Raet Nasjonalpark på tareskog, men Raet er mangelfullt beskyttet (Kleiven et al., 2024).

5.2 Nordsjøen

Andre verdenskrig skapte et *de facto* marint bevaringsområde i Nordsjøen fra 1939-1945, der tilnærmet alt offshore fiske opphørte. Beare et al. (2010) analyserte både fiskeri- og surveydata før, under og etter krigen for å analysere hvordan torskefisk responderte på fraværet av fiske. Både torsk, hyse og hvitting opplevde en betydelig økt overlevelse og bestandsøkning i krigsårene. I perioden 1939 til 1945 opplevde alle aldersgrupper (foruten 0-gruppe - rekrutter) en stegvis økning i tetthet og gjennomsnittsstørrelse (Hyse; 24,8 til 28,7 cm, torsk; 45,8 til 51,2 cm; hvitting; 26,5 til 27,8 cm)

I samme periode økte fangst per enhet innsats på hyse fra 11 til 59 kilo/time, for torsk 4 til 36 kilo/time og hvitting 5 til 16 kilo/time. Beare et al. (2010) argumenterer for at dette viser at store stengte områder kan benyttes i bevaring av migrerende arter i tempererte områder.

Dureuil et al. (2018) gikk gjennom 727 marine bevaringsområder etablert i EU i Nord-Atlanteren (inkludert Nordsjøen). De fant at 59 % av bevaringsområdene ble kommersielt trålt og gjennomsnittlig trålingsintensitet var minst 1,4 ganger høyere i bevaringsområder enn i ubeskyttede områder. Videre fant de at tetthet av sensitive arter (hai, skater og rokker) sank med 69 % i høyt trålte områder.

I sørlige Nordsjøen er det publisert flere studier på arealbasert forvaltning basert på delvis beskyttelse. For å redusere utkast av rødspette ble "the Plaice box" etablert 1995. Det ble innført et forbud mot større trålere og innsatsen fra bomtrål falt med 90 %. Området er ikke definert som et marint bevaringsområde og heller ikke rapportert inn som OECM. Hiddink et al. (2008) fant at fravær av tråling og reduksjon i forstyrrelser av havbunnen medførte en reduksjon av mat til flyndrer i området. Det trålfrie området favoriserte store bentiske evertebrater som var mindre attraktiv mat for rødspette.

I 1977 ble det etablert et beskyttet område for øyepål langs kysten av Skottland. I dette området er det forbud må bruk av finmasket trål. Bigné et al. (2019) undersøkte om en åpning av det beskyttede området ville ha økologiske effekter. De fant signifikante forskjeller i artssammensetning mellom det beskyttede området og utenfor. Dette var korrelert med bunnhabitat og dyp. Hyse og hvitting er mer vanlig på grunt vann og over sandbunn som forekommer i høyere grad innenfor det beskyttede området enn utenfor. Det var også variasjoner mellom sesonger. Det ble ikke observert noen endring i øyepål innenfor versus utenfor det beskyttede området. Men det beskyttede området har redusert bifangst i fiskeriet og en eventuell åpning er forventet å øke bifangsten.

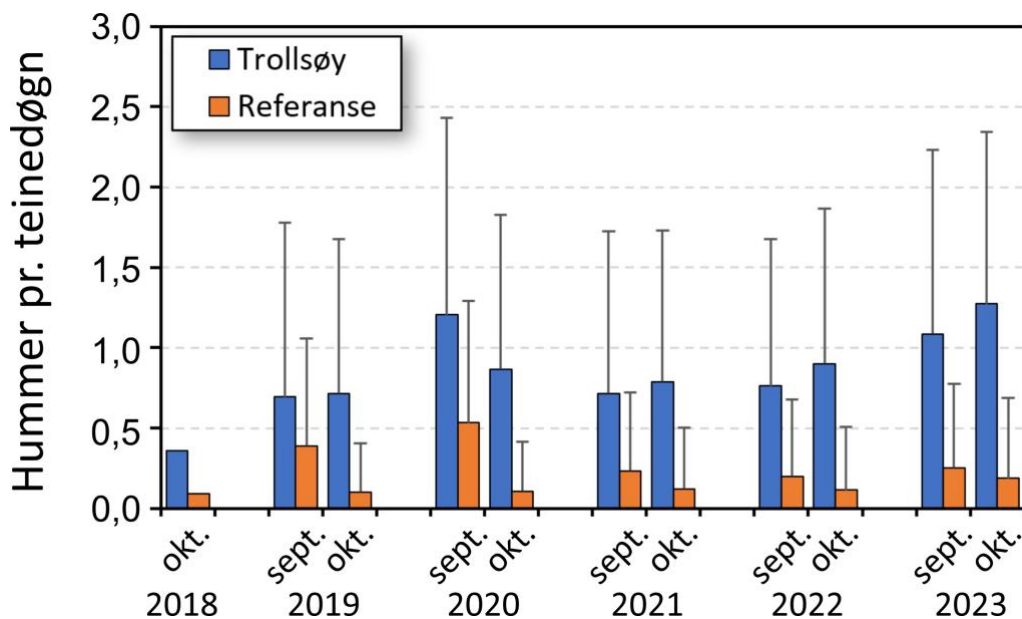
Bergman et al. (2015) studerte fem års effekt av trålforbud innenfor en off-shore vindpark i Nederland. Det ble ikke funnet noen klare effekter av trålingsforbudet. Forfatterne peker på utarmede bestander, spredt fauna og begrenset med tid som mulige årsaker til at endringer ikke ble observert. I en offshore vindpark i Belgia ble det innført forbud mot fiske i et område på 21 km². To år etter implementering fant Coates et al. (2016) ingen overordnet endring i tetthet og biomasse i makro-benthos mellom vindparken og kontrollområdet åpent for fiske. Det ble observert en økning i tetthet av sandgravende pungreke (*Gastrosaccus spinifer*) i vindparken sammenliknet med kontrollområde. En økning i tetthet for rørbyggende Terebellidae sp. (flerbørstemark) ble observert i begge områdene, men betydelig høyere økning innenfor vindparken.

I Vadehavet (UNESCO World Heritage Site) viste Van Gils et al. (2006) at skjellskraping hadde negativ effekt på vadefuglen polarsnipe. Polarsnipen økte kråsmassen for å kompensere for dårligere kvalitet på skjell, men kompensasjonen var ikke god nok og ledet til nedgang i lokal overlevelse.

Christensen et al. (2009) simulerte populasjon og fordeling av tobis/havsil i Nordsjøen fra og med etablering av et teoretisk bevaringsområde, inkludert null-fiske. Populasjonsstørrelse og fordeling ble vurdert i tilliggende fiskeriområder basert på spill-over effekt av larver. Simuleringen viste at bestandstettheten av havsil øker til stabilt nivå etter ca. 30 år, med opp mot 50 % bestandsøkning i bevaringsområdet. Økte fangster i omkringliggende områder kompenserte for de tapte fangstene i bevaringsområdet. Wiegand et al. (2011) modellerte forskjellige forvaltningstiltak for å stoppe nedgangen i piggskeite i sørlige Nordsjøen. Modellen viste at kun tre-sesongs stengning eller fullt stengte områder resulterte i populasjonsøkning og vedvarende vekstrate i populasjonen i løpet av fem år.

Bloomfield et al. (2012) studerte to trålfrie områder utenfor kysten av England og sammenlignet disse med fire kontrollområder ved bruk av fisketeiner og agnede videorigger. Samtidig ble det gjennomført intervju av fiskere. Områdene ble etablert for mer enn 90 år siden og før-data var ikke tilgjengelig. De fant ingen forskjeller i fiskesamfunn mellom de trålfrie områdene og kontrollområdene. Samtidig viste intervjuene at det var en del trålere som ikke overholdt reguleringene og at det til en viss grad tråles i de trålfrie områdene.

I en studie av en midlertidig fredningszone for leppefisk i Austevoll på Vestlandet, studerte Halvorsen et al. (2017) effekter på grønngylt (*Symphodus melops*). De fant at hanner som vokter reir er mer utsatt for å bli fisket. Siden fiskedødeligheten er lavere innenfor fredningsområdet er det derfor en beskyttelse av kjønns-balansen, hvilket er viktig for en art der hannen driver yngelpleie. I 2018 ble Trollsøy hummerfredningsområde etablert i Austevoll. Her har det blitt gjennomført årlig forskningsfiske (siden oktober 2018) i forkant av hummerfisket (starter 1. oktober) og i slutten av oktober (ca. tre uker ut i hummerfisket) i både fredningsområdet og kontrollområder (van der Meeren, 2023). Før-data ble ikke samlet inn. I løpet av tre uker med hummerfiske er det en kraftig reduksjon (mellom 43 og 80 % per sesong) i fangstrate i kontrollområdet. I fredningsområdet blir det ikke observert en slik reduksjon (Figur 22). Dette studiet viser potensialet for bevaringsområder til å benyttes som referanseområder i fiskeriforvaltningen, der man kan måle fiskeriets effekt på bestander og skille dette fra andre påvirkningsfaktorer.



Figur 22: Fangst av hummer pr. teinedøgn i overvåkningsfisket i fredningsområdet ved Trollsøy og i referanseområdet. Søyene viser gjennomsnittsverdier med standardavvik. Fangst vises både for fisket i september før sesongen åpner og i oktober ca. tre uker inn i hummersesongen. Gjengitt med tillatelse fra van der Meeren (2023) og oppdatert med data fra 2023 (upublisert).

Lyme Bay Marine Protected Area ligger på sør-kysten av England i den Engelske Kanal. Bevaringsområdet ligger dermed ikke i Nordsjøen direkte, men omfattes av Nordsjøregionen og er beskrevet her ettersom det har vært gjenstand for omfattende forskningsoppfølging de siste årene. I 2008 ble det innført forbud mot bunntåling og skjellskraping i et 206 km² stort område. Samtidig har det blitt innført reduksjon i faststående redskap i samarbeid med fiskeriene. Davis et al. (2021) fant at funksjonell artsrikdom økte med 64,4 % i bevaringsområdet mot en 1,85 % nedgang i kontroll. Det var en økning på 38,9 % i antall taksoner i bevaringsområdet mot 4,8 % nedgang i kontroll. Sheehan et al. (2013) studerte effekter på fastsittende bunndyr i Lyme Bay og kontroll med videotransekter etter fire år. De fant en økning i total relativ tetthet og en økning i artsmangfold.

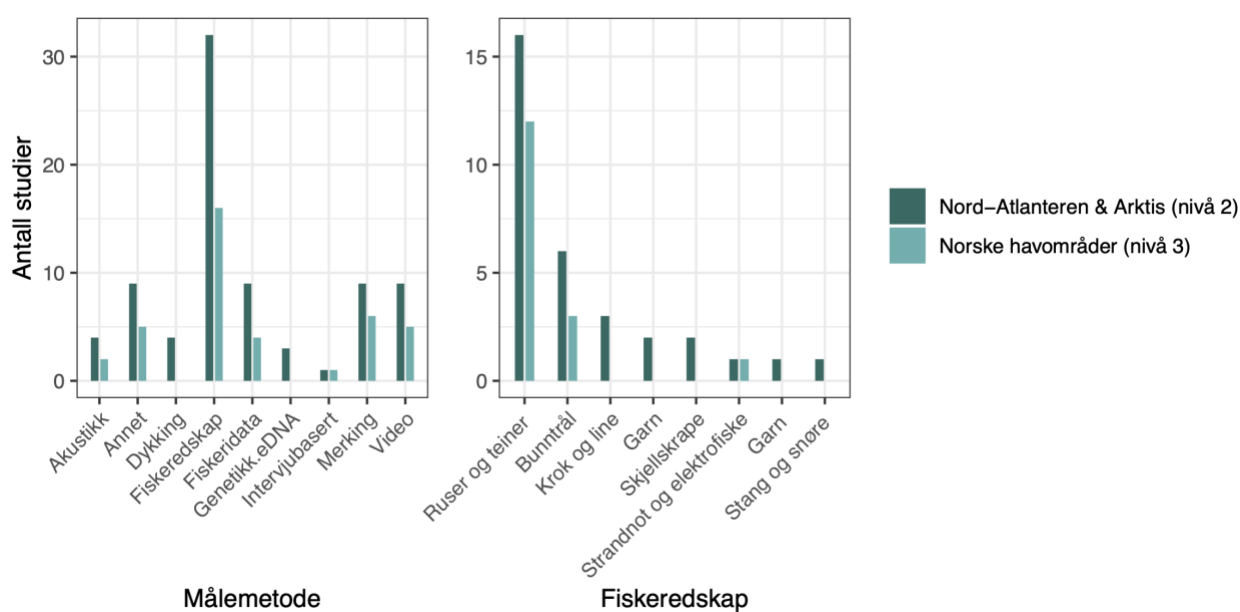
5.3 Norskehavet og Barentshavet

Det er begrenset med litteratur på marine bevaringsområder fra Norskehavet og Barentshavet. Fox et al. (2016) modellerte partikler for å simulere larvetransport hos dypvannskorallen *Lophelia* (*Desmophyllum pertusum*) i Nord-Atlanteren, inkludert deler av Norskehavet og Nordsjøen, for å analysere konnektivitet i et nettverk av marine bevaringsområder. De fant at det er lav konnektivitet mellom marine bevaringsområder for transport av *Lophelia*-larver. Enoksen og Reiss (2018) studerte diett hos kysttorsk i Saltstraumen marine bevaringsområde og Skjerstadvfjorden. Innsamling av mageprøver var basert på folkeforskning gjennom ett år (2014) etter etablering (2013) av bevaringsområdet. De fant færre tomme mager og mindre kannibalisme innenfor bevaringsområdet sammenlignet med kontroll. Det var også en høyere andel lav-energi byttedyr som ble spist av torsk i kontroll sammenlignet med bevaringsområdet. Dette ble tolket som matmangel

utenfor det marine bevaringsområdet. Buhl-Mortensen (2017) studerte trålskader på dypvannkoraller i det sydlige Barentshavet. Hovedmålet med studien var å evaluere effekter av bunntåling heller enn effekter av vern *per se*, men det ble observert at i marint beskyttede områder var det tegn på gjenvekst av koraller. Fisk samlet seg på upåvirkede rev i tettheter som var 2-4 ganger høyere enn i omkringliggende habitater og lokalt arts mangfold var høyere.

5.4 Metoder for datainnsamling

Mens dykking i transekter er en vanlig metode for å måle endring i fiskesamfunn og habitat i tropiske områder er dette mindre vanlig i tempererte Nord-Atlanteren. Ulike typer fiskeredskap er det som er blitt mest brukt i Nord-Atlanteren og i havområder som Norge grenser til (Figur 23). Det er ruser og teiner som oftest har blitt brukt. Dette er fiskeredskaper som er relativt skånsomme og reduserer risiko for skade og død. Dermed kan artene settes levende ut igjen etter registrering. Merking kan både være eksterne merker og akustiske montert på eller i individene. Akustiske merker gir signaler til lyttestasjoner om omtrentlig posisjon og ofte også dyp og temperatur. Også fiskeridata har blitt benyttet for å studere effekter av marine bevaringsområder. Video har de senere årene blitt benyttet for å studere endringer i både dyresamfunn og habitat i bevaringsområder. Spesielt agnede stereo-video-rigger (stereo-BRUVs) har blitt benyttet mye de seneste år. Disse kan benyttes i ulike habitat og dybder. Med stereo kan man også måle individstørrelser. Med video kan også observasjoner av dyresamfunn kobles med habitat. Letessier et al. (2024) publiserte nylig en global studie på fisk basert på mer enn 17 000 BRUV stasjoner i flere verdenshav.



Figur 23: Ulike metoder som er blitt brukt for å studere effekter av bevaringsområder i Nord-Atlanteren (nivå 2) og havområder Norge grenser til (nivå 3). Enkelte studier kan være representert i flere ganger dersom de benyttet flere metoder eller var representert i begge nivåene.

6. SAMMENSTILLING OG DISKUSJON AV HOVEDFUNNENE

6.1 Globale syntese- og metastudier

Litteraturgjennomgang av 54 syntese- og metastudier globalt viser at marine bevaringsområder har store positive effekter, dersom områdene er fullt eller høyt beskyttet (inkludert forbud mot fiske og annen høsting). Suksesskriterier for positiv respons i marine bevaringsområder er blant annet null-fiske, håndhevelse, tid, størrelse og isolasjon. Effektene er raskest og tydeligst på arter som blir direkte påvirket av fiskeriene, såkalte målarter. Her er det klare effekter på tetthet, individstørrelse og biomasse. Videre viser litteraturgjennomgangen at artsmangfoldet øker. Mens det finnes studier som viser positive effekter på habitater og økosystemfunksjoner, finnes det andre som ikke finner slike effekter. Positive effekter er observert i tempererte så vel som tropiske områder. Videre er effekter positive i områder i nær tilknytning til elver og befolkningstette områder så vel som i mer avsidesliggende områder. Det er større variasjon i effekter i bevaringsområder med delvis beskyttelse fra fiskeri. Dette kan knyttes til at delvis beskyttede områder har stor grad av variasjon i reguleringer. Syntesen viser at naturens selvreparerende evne er stor, og at økosystemene kan gjenoppbygges. Dette kan imidlertid ta lang tid, og et bevaringstiltak på minimum 15 år er derfor tilrådelig. Gitt at bevaringsområdene har positive effekter på tetthet og biomasse på målarter, så viser en overvekt av studiene at spill-over til omkringliggende områder forekommer i ulik grad. Det er derimot færre studier på effekter i omkringliggende områder enn på effekter innenfor. Studiene viste videre at vern i mindre grad virker mot global endring som påvirkninger grunnet klimaendringer. Noen studier viser at vern over tid kan styrke økosystemenes motstandskraft mot slike globale endringer, men her er kunnskapsgrunnlaget mangelfullt.

6.1.1 Bevaringseffekter

Tetthet, størrelsesfordeling og biomasse for målarter i fiskeriene er gjennomgående de effektene som oftest blir studert i marine bevaringsområder. Det er også på disse indikatorene at man finner de raskeste og sterkeste effektene. Generelle globale trender fra synteser og meta-studier er at det blir betydelig høyere biomasse og tetthet i null-fiskeområder og da spesielt på målarter i fiskeriene (Mosquera et al., 2000; Côté et al., 2001; Halpern 2003; Claudet et al., 2008; Lester et al., 2009; Molloy et al., 2009; Fenberg et al., 2012; Huijbers et al., 2015; Scibberas et al., 2015; Giakoumi 2017; Sala og Giakoumi 2018; Cheng et al., 2019; Rojo et al., 2019; Ferreira et al., 2022). Det er også solid dokumentasjon på at gjennomsnittsstørrelsen går opp i null-fiskeområder (Lester et al., 2009; Fenberg et al., 2012; Halpern 2003; Halpern og Warner 2002; Mosquera et al., 2000). En overvekt av studier viser også at artsmangfoldet øker i null-fiskeområder (Halpern og Warner 2002; Halpern 2003; Fenberg et al., 2012; Lester et al., 2009; Côté et al., 2001).

I marine bevaringsområder som er delvis beskyttet fra fiske er det mer varierende grad av effekter sammenlignet med null-fiskeområder (Scibberas et al., 2015; Giakoumi et al., 2017; Sala og Giakoumi 2018; Ferreira et al., 2022). Delvis beskyttede områder er et vidt begrep som omfatter områder med strenge restriksjoner og områder med liberale reguleringer eller områder der reguleringer ikke blir overholdt. For eksempel vil både norske hummerfredningsområder og marine nasjonalparker falle inn under kategorien «delvis beskyttet». I studiene er det stor variasjon i rapportering om hvilke aktiviteter som er tillatt innenfor de delvis beskyttede områdene. Det medfører at mer detaljerte analyser på grad av beskyttelse er krevende. Standardisert klassifisering av marine bevaringsområder, slik som Horta e Costa (2016), Grorud-Colvert et al., (2021) og Aminian-Biquet et al., (2024) har potensial til å koble sammen studier på biologiske effekter og standardisert rapportering på vernnivå i fremtidige studier på en mer høyoppløselig måte. Resultatene fra delvis beskyttede områder viser likevel at det er liten sannsynlighet for å oppnå bevaringseffekter og der de observeres er effektene som regel på et betydelig lavere nivå enn i null-fiskeområder.

Habitat- og økosystemeffekter kan både karakteriseres som direkte eller indirekte effekter i marine bevaringsområder. En direkte effekt er at forbud mot bunnslepene fiskeredskaper (e.g trål) fører til økt forekomst av oppreiste bunnlevende organismer, slik som vist i Lyme Bay i England (Sheehan et al., 2013). Indirekte effekter har blitt studert og rapportert på flere ulike måter. Filbee-Dexter et al. (2024) fant varierende effekter av bevaringsområder på tareskog. Syntesen vurderte både delvis beskyttede områder og null-fiskeområder. I flere områder har oppblomstring av kråkeboller ført til nedbeiting av tareskog og dannelsen av marin ørken. Nord-Norge er et godt eksempel, der det er sannsynlig at overfiske på kråkebollens predatorer, rovfisk som steinbit, torsk og hyse, medførte uhemmet vekst i kråkebollepopulasjonene med påfølgende nedbeiting av store tareskogområder (Norderhaug et al., 2021). Filbee-Dexter et al. (2024) viste at effekter av vern på tareskog tar lang tid da disse områdene må gjenoppbygge topp-predator-bestander til nivåer som kan holde kråkebollebestanden under kontroll med påfølgende gjenvekst av tareskog. En slik endring har blitt rapportert fra noen områder, blant annet null-fiskeområder i New-Zealand (Parsons et al., 2004; Peleg et al., 2023).

Nye tilnæringer er nødvendige for å beskytte globale marine økosystemer, og at disse må inkludere bevaring av økosystemfunksjoner for å oppnå en god økosystemtilstand er definert i målene til «The European Marine Strategy Framework Directive (MSFD)» (Smit et al., 2021). Vurdering av endringer i økosystemstruktur og –prosesser, og motstandsdyktigheten (resiliensen) de har mot menneskelig påvirkning er et sentralt begrep innen bevaring. Økosystemer med høyt biologisk mangfold er ofte mer motstandsdyktige mot påvirkning enn økosystemer med lavt biologisk mangfold (Culhane et al., 2014). På samme måte kan bevaring av det genetiske mangfoldet innad i

en art bidra til motstandsdyktighet mot påvirkning fordi høyt mangfold av økolyper (genetiske varianter) øker sannsynligheten for at en art tåler endring (Norderhaug et al., 2024; Vranken et al., 2021). Det er god dokumentasjon på at null-fiskeområder medfører en økning i både størrelse og antall topp-predatorer når disse er målarter. Dette kan føre til kaskadeeffekter i økosystemet. Cheng et al. (2019) viste at predatorbestander i marine bevaringsområder i gjennomsnitt var 4,4 ganger mer tallrike enn i ubeskyttede områder. Samtidig observerte de at byttedyrbestandene i gjennomsnitt var 2,2 ganger lavere. Videre oppgir Cheng et al. (2019) at de fant relativt få studier som kvantifiserte marine bevaringsområders effekt på økosystemfunksjon. De etterlyste flere studier for å bedre forstå hvordan marine bevaringsområder potensielt kan endre økologiske prosesser og bidra med økosystemtjenester.

(Edgar et al., 2014) viste at tid er en viktig faktor når effekter av marine bevaringsområder skal måles. Dette samsvarer med funnene til Claudet et al. (2008) og Molly et al. (2009). Noen effekter kan skje raskt, slik som økning i tetthet og gjennomsnittsstørrelse for målarter i fiskeriene, som vist på hummer av Moland et al. (2013a) i de norske hummerfredningsområder. Men Molloy et al. (2009) advarer om at mange bevaringsresponser kan ta lang tid. Vi fant varierende resultater på hvor viktig størrelsen på bevaringsområdet er på bevaringseffekter. Dette kan variere ut fra hvilke arter som er studert og deres egenskaper. Arter med liten mobilitet viste positive effekter også i relativt små bevaringsområder. Fiske på grensene forventes å ha en betydelig større negativ effekt på små sammenliknet med større bevaringsområder rett og slett fordi grenseområder utgjør en større del små bevaringsområder sammenliknet med større. Dette ble godt dokumentert av Ohayon et al. (2021) som viste at grensefiske kan halvere bevaringseffekten inne i områdene når de er mindre enn 10 km².

Vår gjennomgang av syntese- og metastudier støtter i hovedsak funnene til Edgar et al. (2014) at både null-fiske, alder og størrelse på bevaringsområdet er viktige faktorer for å oppnå et effektivt vern. I tillegg fant Edgar et al. (2014) at viktige suksesskriterier var at bevaringsområdene er effektivt håndhevet og isolert med dypvann eller sand. Edgar et al. (2014) kom ikke direkte med i litteratursøket, da denne studien er en meta-studie som hentet data direkte fra 40 nasjoner globalt. Studien ble vurdert til å være såpass unik og viktig at den likevel ble lagt til i litteraturlisten over globale syntese- og meta-studier. Edgar et al. (2014) påpeker viktigheten av å oppfylle flere av de såkalte NEOLI-faktorene (No-take, Enforced, Old (>10 år), Large (> 100 km²), Isolated by deep water or sand), disse er nå etablert som en viktig veileder ved planlegging av marine bevaringsområder globalt.

6.1.2 Effekter av bevaring i omkringliggende områder

Studier på effekter i omkringliggende områder har hatt mye fokus rettet mot fisk og evertebrater som er gjenstand for fiskeri. Dette kan nok relateres til at det er innenfor disse man finner de raskeste og

klareste responser inne i bevaringsområder og at man derfor også forventer at det er her man vil kunne identifisere eventuelle effekter i omkringliggende områder. Videre er det nok en større interesse fra samfunnet å måle effekter på arter som har en direkte økonomisk betydning for fiskeriene. Mange syntese- og metastudier viser at positive effekter på tetthet og biomasse også i hovedsak medfører spill-overeffekter til omkringliggende områder (Halpern et al., 2009; Vandeperre et al., 2011; Di Lorenzo et al., 2016; Di Lorenzo et al., 2020; Ohayon et al., 2021; Costello et al., 2024). Spill-overeffekter kan være en kombinasjon av utvandring av voksne individer (lekkasjeeffekt) og en netto eksport av egg og larver (rekrutteringseffekt). Det er grunn til å forvente at lekkasjeeffekter er mer sporbare i nær tilknytning til bevaringsområdene, mens eventuelle rekrutteringseffekter vil kunne spre seg til større områder. Økonomiske kostnader og tap knyttet til etablering av marine bevaringsområder, der det for eksempel er forventet et tap for fiskerinæringen, blir ofte fremhevet. Costello (2024) fant imidlertid ikke empirisk dokumentasjon på dette. Snarere, tvert imot, viste en overvekt av studiene økning i fangster og økt biologisk produktivitet av målarter i omkringliggende områder. For kvoteregulerte fiskerier vil ikke bevaringsområder være direkte relatert til reguleringer i fangstmengde, kun endring i hvor det høstes. Null-fiskeområder hadde de klareste og største effektene. Studier på effekter i omkringliggende områder er mer begrenset enn studier på direkte effekter inne i bevaringsområder.

Å ta vare på gytebestanden for å sikre rekruttering står sentralt i fiskeriforvaltningen. Dette reflekteres blant annet i beskyttelse av gytefelt for torsk og fredning av rognhummer i Norge. Dette innebærer også en forventet forbindelse mellom størrelsen på gytebestanden og rekruttering av nye generasjoner fisk og skalldyr. Det reproduktive potensialet i en bestand avhenger ikke bare av antall individer, men også blant annet deres størrelse. For eksempel viser (Barneche et al., 2018) at det må 37 torsk på 2 kilo hver for å ha det samme reproduktive utbyttet som en torsk på 30 kilo. I tillegg kommer andre potensielle reproduktive effekter av stor torsk, slik som gyteadfærd. Olsen et al. (2024) viste at større torsk besøker flere gyteområder over større geografiske områder sammenlignet med mindre individer. De argumenterer for at forvaltning som tar vare på stor fisk vil bidra til en positiv effekt på populasjonens motstandsdyktighet. Også hos hummer øker det reproduktive potensialet med størrelsen (Agnalt, 2008). Dette er gjennomgående for de fleste fisk og evertebrater i marine økosystemer. Reproduktivt potensiale inne i bevaringsområdet kan beregnes i form av økning i produksjon av egg og larver (Caleb et al., 2016; Bergström et al., 2022). I vårt litteratursøk kom det ikke fram spesifikke syntesestudier som omhandlet hvordan en økning i reproduktivt potensiale kan knyttes til direkte rekrutteringseffekter i omkringliggende områder. Dette er prosesser som er krevende å forske på, der enkeltstudier (gjennomført utenfor Atlanterhavet) blant annet har benyttet genetiske metoder med foreldre-avkom analyser. Ved bruk av slike metoder på Great Barrier Reef, Australia, fant (Harrison et al., 2020) at rekruttering fra individuelle null-fiskeområder var variabelt. Men nettverket av slike null-fiskeområder dempet denne variabiliteten.

De argumenterer derfor for at et nettverk av marine bevaringsområder kan stabilisere gevinstene og sikre mer stabil etterfylling for bestander som utnyttes i kommersielt fiske.

Lima et al. (2023) pekte på viktigheten av å ta hensyn til 'source-sink' dynamikk ved design av bevaringsområder. Et bevaringsområde som ligger i et område som kan anses som 'source' (kilde) vil kunne spre egg og larver til omkringliggende områder mer effektivt enn bevaringsområder som har høy grad av 'sink' (tap) med tilbakeholdelse av rekrutter i områder med retensjon. Flere studier på spredningsdynamikk (spesielt på fastsittende og lite bevegelige evertebrater og ikke-kommersielle arter som bare spres med larver) og utvikling av omfattende kart på artsutbredelse og habitatkart vil være viktig for å forstå bedre hvordan bevaringsområder skal designes for å få best mulig effekt.

6.2 Nord-Atlanteren og havområder som Norge grenser til

Litteraturgjennomgangen viser stor variasjon i effekter i de ulike bevaringsområder i Nord-Atlanteren. Videre var mange av studiene i delvis beskyttede områder der fiske i varierende grad er tillatt. Vi har ikke gjennomført en metastudie av de rapporterte effektene. Det ville da vært mulig å analysere om det eventuelt også her (som i de globale syntese- og metastudiene) var forskjeller i effekter mellom null-fiskeområder og delvis beskyttede områder der fiske i varierende grad er tillatt. Dette ville krevd en grundigere analyse enn det var rom for i dette arbeidet.

Portugal, inkludert Azorene, har en rekke bevaringsområder med strenge fiskerireguleringer, inkludert null-fiskeområder. Her har det blitt gjennomført studier både på fisk, evertebrater, makroalger og samfunn. Fra sydlige England er det publisert en rekke studier knyttet til Lyme Bay marine bevaringsområde. Her har det vært fokus på en helhetlig økosystemtilnærming. Området er delvis beskyttet og tråling og skjellskraping er forbudt, samtidig som fiskeriene fant felles løsninger for å redusere mengde faststående redskaper. Det har blitt dokumentert positive effekter, spesielt på bunnhabitater (Davies et al., 2021). Det tredje området med mange publiserte studier er Nordsjøen og Skagerrak. I Nordsjøen er hovedandelen av studiene basert på delvis beskyttede områder og med relativt lav beskyttelsesgrad fra fiskeri. Det er også få BACI-studier. I Skagerrak er det imidlertid publisert flere studier fra de svenske null-fiskeområdene, der BACI også har blitt benyttet. Samtidig er det publisert en syntese-rapport som analyserer alle de svenske null-fiskeområdene under ett. I Norge er det flest studier fra hummerfredningsområder. Studiene har i hovedsak studert effekter på fisk og evertebrater.

Det er stor variasjon på arter i respons på beskyttelse i Nordsjøen og Skagerrak. Hummer responderer tydelig på marine bevaringsområder både i Norge og Sverige. Responsen skjer raskt etter etablering (Moland et al., 2013; Torgan 2024) og effekten har en vedvarende økning over lang tid (Knutsen et al., 2022; Bergström et al., 2022). I begge land er det også observert en tydelig

interaksjonseffekt, der krabbebestanden har blitt redusert i fredningsområdene (Gildas 2015; Bergström et al., 2022). Samme fenomen er blitt observert i et hummerfredningsområde i den Engelske Kanal i Frankrike, der Amelot et al. (2024) argumenterer for at dette blant annet kan skyldes at flere og større hummer har redusert tettheten av taskekrabbe på grunn av konkurranse om mat eller aggressiv territoriell adferd. I de svenske null-fiskeområdene er det samlet sett observert en stabil og signifikant økning i effektstørrelse på fokuserter (Figur 21, Bergström et al., 2022). Det er derimot variasjon i respons mellom områder og ulike arter. Mens det var observert positive effekter i bevaringsområdene «Klinga» og «Skagerrak», var det ikke observert lignende effekter i Havstenfjord. Havstenfjord kjennetegnes med å være innerst i et trangt fjordområde innenfor øya Orust. Heller ikke i null-fiskeområdet i Tvedestrandsfjorden i Norge har det vært observert effekter på torsk. Tvedestrandsfjorden er et sjøområde med anoksiske bunnforhold og høye overflatetemperaturer om sommeren (Freitas et al., 2016). Torskens årlige gjennomsnittvekst er betydelig lavere her enn i ytre kystområder (K. Jørgensen et al., 2020; H. Knutsen et al., 2018; Kuparinen et al., 2016). Samtidig ser fjordtorsken ut til å være bedre tilpasset de multiple stressfaktorene i indre kystområder (Koeck et al., 2024). Disse områdene kan være eksempler på at eventuelle effekter vil kreve lang tid i indre kystområder som har en rekke fysiske stressparametre som gjerne bør reduseres i tillegg til fiskeri, og der utgangspunktet er en svært lav bestand. I det større null-fiskeområdet i Kattegat utenfor Sverige ble det heller ikke observert tydelige effekter på torsk (Sköld et al., 2022). Forfatterne argumenterer for at torsken her vandrer mer og at den dermed blir kraftig påvirket av fiske utenfor grensene av null-fiskeområdet, og at den fremdeles er redusert på grunn av tidligere overfiske. I det betydelig mindre hummerfredningsområdet i Flødevigen utenfor Arendal i Norge, er det derimot observert positive effekter på torsk, til tross for at det er lov med stang- og snørefiske i bevaringsområdet. Overlevelsen på torsken har gått opp (Fernández-Chacón et al., 2015), samtidig som det er observert en økning i tetthet og størrelse (Moland et al., 2013a). Det er lov å fiske med stang og snøre i området. Fernandez-Chacon et al., (2015) viste, basert på merke-gjenfangststudier, at effekten på torsk ville økt betydelig om fredningsområdet hadde vært et null-fiskeområde. Det ser derfor ut til at det er en rekke ulike faktorer som påvirker effekter på torsk i bevaringsområder. Dette er knyttet både til de ulike torskepopulasjonenes livshistorie (størrelse på hjemmeområder og hvor langt torsken svømmer, gytevandringer etc.), miljøparametere, potensielle vekstforhold og populasjonsstørrelsens utgangspunkt.

Studiene fra null-fiskeområdene i Sverige viser indikasjoner på trofiske endringer i marine bevaringsområder. I null-fiskeområdene i Vinga ble det observert endringer i flere ulike arter og en begynnende gjenoppbygging av rovdyrenes kontroll på byttedyrbestandene. Disse områdene var relativt små (1,2 og 3,2 km²) og er lokalisert i nær tilknytning til utløpet av Gøta elv. I hummerfredningsområdene i Norge og Sverige har det blitt observert en betydelig nedgang i tetthet av taskekrabbe når hummerbestanden har økt. Slike effekter kan forplante seg videre i økosystemet, men studier av slike forhold har ikke blitt gjennomført i hummerfredningsområdene. Det kunne vært

grunn til å forvente at produktiviteten i hummerbestanden reduseres når bestanden blir stor i hummerfredningsområdene. Økt tetthet vil forventelig gi større konkurranse om mat og skjulesteder. På tross av dette, viste Sjørdalen et al., (2022) at hummeren i fredningsområdene vokser raskere enn i kontrollområdene. Sjørdalen et al., (2022) argumenter at rasktvoksende individer har forventelig et høyere aktivitetsnivå og er mer utsatt for fiske enn mindre produktive individer. I fredningsområdene blir ikke disse individene fisket opp og kan bidra til å øke produktiviteten i hummerbestanden. Samtidig vil fredningsområdene bidra til å redusere potensiell effekt fra fiskeriene som selekterer på treg vekst.

7. MARIN BEVARING I EN NORSK FORVALTNINGSKONTEKST

Marin verneplan i Norge har en lang historie fra begynnelsen av 1980-tallet. I 2004 la Skjoldalutvalget frem et omfattende råd til utforming av marin verneplan for marine beskyttede områder i Norge (Skjoldal, 2004). I rådet ble 36 områder anbefalt tatt med i marin verneplan. Verneverdiene ble i hovedsak definert «som sjøbunnen med tilhørende dyre- og planteliv» og «verneformålet er generelt å ta vare på verneverdiene slik de er presisert». Det ble løftet frem at «et ytterligere verneformål kan være at områdene skal tjene som uforstyrrede referanseområder enten i forhold til all aktivitet eller i forhold til spesifikke aktiviteter som taretråling eller reketråling». Med tanke på restriksjonsnivå så «...har utvalget kommet frem til at en kombinasjon av vern og bruk er mulig for de fleste områdene inklusiv de større områdene eller deler av disse». Videre blir det poengtert «...at anbefalingene i stor grad innebærer en liberal tilnærming til bruk i områdene, særlig i forhold til det å kunne høste fra naturlige bestander». I Norge er marine verneområder etablert gjennom naturmangfoldloven. Fullt eller høyt beskyttede marine områder, basert på IUCN-kategoriene Ia, Ib og II, III og IUCN-veilederen (Day et al., 2019) er ikke etablert i Norge, og bevaringseffekter fra Norges delvis beskyttede områder vil variere fra område til område avhengig av design og restriksjonsnivåer, og i hvilken tilstand naturen er i.

Marin verneplan bygger fortsatt på Skjoldalutvalgets arbeid. Anbefalingene har ingen kildehenvisninger til studier på marine bevaringsområder i andre land, til tross for at det allerede da var en rekke tilgjengelige vitenskapelige studier på effekter av marine bevaringsområder. I dag, 20 år etter Skjoldalutvalgets arbeid, er det betydelig mer forskningsbasert kunnskap om marine bevaringsområder. Naturpanelet (IPBES) rapporterer at i marine økosystem er det direkte ressursutnyttelse av fisk og sjømat som har hatt den største relative påvirkningen på den marine naturen de siste 50 årene (IPBES, 2019). En ekspertrapport (Kritiske habitater og biodiversitet,

Rogers et al., (2020)) til Havpanelet anbefales det at 30-40 % av nøkkelhabitater blir fullt beskyttet. Videre står det i rapporten (oversatt fra engelsk):

Det er betydelige dokumentasjon på at etablering av sterkt håndhevede, fullt beskyttede marine verneområder som inkluderer 30-40 prosent av marine nøkkelhabitater vil bevare biologisk mangfold, øke biomasse og tetthet av marint liv samtidig som de forsterker motstandsdyktigheten til de marine økosystemene. Disse verneområdene kan også være til fordel for fiskeriene, bidra til beskyttelse av kysten og bedre motstandsdyktigheten på effekter av klimaendringer.

Omfanget av tilgjengelig forskningslitteratur med godt studiedesign på bevaringsområder i Norge er begrenset. I hovedsak er det fredningsområder for hummer som har blitt fulgt opp over flere år med god forskningsdesign (BACI og BACIP). Hummerfredningsområder er vurdert som mulige OECM (Dunsha et al., 2024; Hoel et al., 2023). Hvis de blir endelig besluttet som OECM kan de bidra til det globale målet om 30 % marine bevaringsområder innen 2030. I litteratursøket er det ikke funnet forskning som direkte evaluerer effekten av marine verneområder (etablert gjennom naturmangfoldloven) i Norge, til tross for at en rekke marine verneområder har blitt etablert de siste ti-årene. Jørgensen et al., (2021) pekte på at fiske er utbredt i norske marine verneområder. Uten forskningsoppfølging av vernetiltakene kan eventuelle effekter av tiltakene ikke identifiseres, og vi får heller ikke kunnskapsoppbyggingen om marint vern i Norge.

Resultatene i vårt syntesearbeid viser at det er liten grunn til å forvente positive effekter på økosystemet i marine bevaringsområder hvis det ikke innføres strengere restriksjoner på fiske enn i dag. Skjoldalutvalget poengterer behovet for overvåkning og kontroll for å sikre at verneverdiene ikke gradvis påvirkes og forringes over tid og at det må være mulighet til å regulere aktiviteter som viser seg å være skadelige for verneverdiene. På grunn av den manglende forskningsoppfølgingen av marine verneområder i Norge har vi ikke empirisk kunnskap om verneverdiene i områdene er restaurert og/eller ivaretatt og om nye reguleringer er nødvendig. Men basert på global forskning er fiskerireguleringene i norske marine verneområder såpass liberale at det ikke er grunnlag til å forvente positive effekter på økosystemet (e.g., Horta e Costa et al., 2016; Roessger et al., 2022; Kleiven et al., 2024). En revisjon av marin verneplan der ny forskningsbasert kunnskap benyttes vil være til stor nytte. Høyt og/eller fullt beskyttede områder med fiskeforbud bør være en naturlig del å inkludere i dette arbeidet. Det er også mulig å bevare naturmangfold der man balanserer bærekraftig bruk. Dette forutsetter full overholdelse av reguleringer og at noe ekstraktive og destruktive aktiviteter kan være tillatt. Men bevaringsutbyttet er da forventet å være mer begrenset (Grorud-Colvert et al., 2021). EU har for eksempel et mål om 30 % marine bevaringsområder der 10 % skal være strengt beskyttet innen 2030.

Fredningsområder for hummer viser potensialet med delvis beskyttede områder i Norge. Et slikt tiltak har betydelig effekt på arten man har mål om å ivareta (her: hummer) og kan også påvirke

andre arter. Men det er lavere sannsynlighet for større økosystemeffekter enn i fullt eller høyt beskyttede områder. Et forbud mot bunnslepene fiskeredskaper for å beskytte dypvannskorallrev er et godt eksempel på et effektivt tiltak for å hindre direkte fysisk ødeleggelse av korallene (Buhl-Mortensen, 2017). Til tross for at beskyttelse av korallrev startet opp allerede på 1990-tallet, har det vært utført lite forskning på økosystemeffekter av bevaring av dypvannskoraller. Dermed er kunnskapen om dette begrenset. Slike enkelttiltak på spesifikke fiskeriaktiviteter (her: tråling) kan ha direkte effekt på fysiske habitater, men det er mest sannsynlig begrenset med effekter på økosystemet i sin helhet såfremt ikke mer omfattende reguleringer er innført i store nok områder (jfr. NEOLI-faktorene, Edgar et al., 2014).

Et viktig funn er at, såfremt bevaringsområdene er godt designet (slik som restriksjonsnivå, kontroll, habitat-type, geografisk størrelse og varighet), er det tydelige positive effekter på blant annet målarter for fiskeriene og for topp-predatorer, slik som stor rovfisk. En re-etablering av flere og større topp-predatorer har potensial til å gi trofiske kaskadeeffekter i økosystemet (Peleg et al., 2023; Fibee-Dexter et al., 2024) som blant annet kan påvirke tareskogen i nord positivt. Videre kan flere og større topp-predatorer også bidra til å begrense utbredelsen og effekten av hurtigvoksende trådformede alger (Eriksson et al., 2023).

Når predatorer forsvinner på grunn av fiskerier, blir økologiske nisjer ledige. Det ser ut til at krabber (taskekrabbe *Cancer pagarus* fra sør og kongekrabbe *Paralithodes camtschaticus* fra nord, (Christie et al., 2019) ekspanderer inn i områdene i Nord-Norge der tareskogen er beitet ned av en økt bestand av kråkeboller som følge overfiske av rovfisk som steinbit, kysttorsk og hyse (Norderhaug et al., 2021). At skalldyr lengre nede i næringskjeden tar over nisjen til overfiskede bestander av rovfisk er også dokumentert andre steder i verden, for eksempel på amerikansk side av Atlanteren (Steneck et al., 2013). Null-fiskeområder i nord som bidrar til gjenoppbygging av rovfiskbestander vil dermed kunne bidra til å redusere krabbebestandene. En gjenoppbygging av rovfiskbestander vil også kunne bidra til re-etablering av tareskog ved at rovfiskene beiter på kråkeboller som i dag holder tareskogen nede. Dette er også en mer bærekraftig og økologisk tilpasset rehabilitering enn blant annet å aktivt fjerne kråkeboller .

Den tilgjengelige litteraturen og den som vurderes i denne syntesen handler hovedsakelig om effektene av beskyttelse mot fiskeripåvirkning, fordi den har stor innvirkning på både marine arter og økosystemer. Langs norskekysten, som mange andre steder globalt, kan blant annet akvakultur, sjøtransport, fysiske inngrep, turisme og fritidsaktiviteter påvirke kystøkosystemer negativt (Aarflot et al., 2024). For eksempel er sjøfjær, korall og svamp vurdert som sårbare for fiskeri (Fosså et al., 2002; Jørgensen et al., 2019) og utslipp fra akvakultur (Kutti et al., 2022). Derfor må videre arbeid med verneområder i Norge også vurdere virkninger fra andre sektorer, i tillegg til fiskeri, for å oppnå høyest mulig effektiv beskyttelse av økosystemer og prosesser som driver økosystemfunksjoner.

Norge ligger et stykke bak mange andre land når det gjelder kunnskap og forvaltning av marine bevaringsområder. For å lykkes med å iverksette effektive bevaringsområder i Norge er det nødvendig å se til erfaringer gjort utenfor landegrensene, der forskning, forvaltning og beslutningstakere kan hente kunnskap fra nasjoner med mer ekspertise og lang erfaring på implementeringsprosesser, restriksjoner og håndhevelse.

Marine bevaringsområder er ansett som avgjørende for å effektivt restaurere og ivareta naturmangfoldet og for å opprettholde essensielle økosystemfunksjoner (Rogers et al., 2020; Grorud-Colvert et al., 2021). I de siste ti-årene har det vært en økende forventning om at forskningsbasert rådgivning og forvaltning skal bevege seg fra en-bestand til økosystembasert forvaltning. Marine bevaringsområder kan spille en viktig rolle i tilnærmingen til økosystembasert forvaltning av hav- og kystområdene, fordi de omfatter hele økosystemet - forutsatt at bevaringsområdene er riktig plassert og regulert (FAO, 2011).

Forskningsbasert kunnskap kan benyttes for å identifisere hvordan marine bevaringsområder bør designes og reguleres for å oppnå ønskede effekter på norske økosystemer og arter. Innenfor dette ligger blant annet størrelse på bevaringsområder, representativitet, konnektivitet og påvirkninger fra menneskelige aktiviteter. Dette kan variere mellom indre og ytre kystområder og i åpne havområder, og fra nord til sør. Pågående studier på fiskeadferd i ytre kystområder og studier på effekter på fiskesamfunn i flere hummerfredningsområder kan bidra til å styrke kunnskapen om dette. Kunnskapsbehov vil alltid være en del av forskning og forvaltning. Dette trenger ikke nødvendigvis å hindre tiltak i dag, da det allerede er omfattende kunnskap tilgjengelig. Men forskningsoppfølging på effekter av marine bevaringsområder vil skaffe nye kunnskap som kan bidra til mer presise tiltak i fremtiden. Det er derfor viktig å inkludere muligheten for adaptiv forvaltning av marine bevaringsområder, der man effektivt kan justere tiltaket når ny kunnskap tilsier at dette er nødvendig.

I reguleringene av norske marine verneområder er fiskerier i hovedsak unntatt (Jørgensen et al., 2021). Dette viser at dagens forvaltning av marine verneområder i Norge ikke er basert på beste tilgjengelige kunnskap. Innenfor noen soner i verneområder og nasjonalparker er det innført noen begrensinger i fiskerier gjennom havressursloven. Dette kan for eksempel være trålforbudsområder eller hummerfredningsområder. Skal marint vern i Norge bidra til effektiv ivaretagelse av økosystemet må fiskerier integreres mer inngående i forvaltningsarbeidet. En forsterket integrering av miljø- og fiskeriforvaltning vil ikke bare øke effekten i norske marine verneområder, men også bidra til en bedre økosystemtilnærming i den norske kyst- og havforvaltningen. Med god helhetlig planlegging trenger ikke dette nødvendigvis gå på bekostning av næringer. Tvert imot kan et nettverk av marine bevaringsområder i norske hav- og kystområder på sikt styrke både økologisk bærekraft,

norske fiskerier og samtidig være en ekstra sikkerhetsventil mot usikkerheten i som ligger i tradisjonell fiskeriforvaltning.

Norske kyst- og havområder har et mangfold av populasjoner (økotyper), arter, økosystemer og deres funksjoner. Derfor er behovet for representativitet viktig. Marine bevaringsområder er ikke bare egnet til å beskytte spesielt verdifulle områder, men også bevare representative arealer for hva man kan kalle «ordinære» kyst- og havområder som utgjør hovedandelen av sjøområdene. Et nettverk av marine bevaringsområder som ivaretar viktige og representative habitater og økosystemer i norske hav- og kystområder vil styrke robustheten i økosystemene og gjøre dem mer motstandsdyktige for økende klimarelaterte endringer som forventes å dominere påvirkning i fremtiden (IPCC, 2023). En fiskeriforvaltning i kontinuerlig utvikling kombinert med et nettverk av høyt beskyttede marine bevaringsområder vil ruste norske hav- og kystområder for fremtiden.

For at marine bevaringsområder i Norge skal oppnå ivaretagelse av naturmangfoldet er det viktig at fremtidig implementering og forvaltning er forskningsbasert. Forskningsbaserte råd for design vil styrke potensialet for å oppnå de ønskede bevaringseffektene og det vil sikre videre oppfølging for å måle effekten i etterkant. Samtidig finnes det i dag en rekke verktøy og metoder for å involvere brukere og interessenter i implementeringsprosessene. Videre er det viktig å ha en adaptiv tilnærming til bevaringstiltakene. Dette krever for- og etterundersøkelser basert på overvåkning i og utenfor verneområdene (BACI-design). Med tett samarbeid mellom forvaltning og forskning kan det samles inn før-data og kunnskap om effekter kan frembringes og tiltak kan justeres basert på ny kunnskap. Dette vil være suksesskriterier for å oppnå et godt forbundet nettverk av effektive marine bevaringsområder i norske hav- og kystområder.

LITTERATURLISTE

- Aarflot, J. M., Bjørndal, V. R., Dunlop, K. M., Espinasse, M., Husson, B., Lindstrøm, U., Keulder-Stenevik, F., Ono, K., Siwertsson, A., & Skern-Mauritzen, M. (2024). Ecosystem risk from human use of ocean space and resources: A case study from the Norwegian coast. *Ocean & Coastal Management*, 256, 107299. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107299>
- Agnalt, A.-L. (2008). Fecundity of the European lobster (*Homarus gammarus*) off southwestern Norway after stock enhancement: Do cultured females produce as many eggs as wild females? *ICES Journal of Marine Science*, 65(2), 164–170. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm184>
- Allison, G. W., Lubchenco, J., & Carr, M. H. (1998). Marine Reserves are Necessary but not Sufficient for Marine Conservation. *Ecological Applications*, 8(1), S79. <https://doi.org/10.2307/2641365>
- Amelot, M., Normand, J., Schlaich, I., & Ernande, B. (2024). Spillover and competitive exclusion in the crustacean community following the implementation of a marine reserve. *ICES Journal of Marine Science*, fsae128. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae128>
- Aminian-Biquet, J., Gorjanc, S., Sletten, J., Vincent, T., Laznya, A., Vaidianu, N., Claudet, J., Young, J., & Horta E Costa, B. (2024). Over 80% of the European Union's marine protected area only marginally regulates human activities. *One Earth*, 7(9), 1614–1629. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.07.010>
- Barneche, D. R., Robertson, D. R., White, C. R., & Marshall, D. J. (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science*, 360(6389), 642–645. <https://doi.org/10.1126/science.aa06868>
- Beare, D., Hölker, F., Engelhard, G. H., McKenzie, E., & Reid, D. G. (2010). An unintended experiment in fisheries science: A marine area protected by war results in Mexican waves in fish numbers-at-age. *Naturwissenschaften*, 97(9), 797–808. <https://doi.org/10.1007/s00114-010-0696-5>
- Bergman, M. J. N., Ubels, S. M., Duineveld, G. C. A., & Meesters, E. W. G. (2015). Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 962–972. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu193>
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M., Börjesson, P., Eggertsen, M., Fetterplace, L., Florin, A.-B., Fredriksson, R., Fredriksson, S., Kraufvelin, P., Lundström, K., Nilsson, J., Ovegård, M., Perry, D., Sundelöf, A., Wikström, A., & Wennhage, H. (2022). *Long-term effects of no-take zones in Swedish waters*. Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences. <https://doi.org/10.54612/a.10da2mgf51>
- Bigné, M., Nielsen, J. R., & Bastardie, F. (2019). Opening of the Norway pout box: Will it change the ecological impacts of the North Sea Norway pout fishery? *ICES Journal of Marine Science*, 76(1), 136–152. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy121>
- Bloomfield, H. J., Sweeting, C. J., Mill, A. C., Stead, S. M., & Polunin, N. V. C. (2012). No-trawl area impacts: Perceptions, compliance and fish abundances. *Environmental Conservation*, 39(3), 237–247. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000112>
- Boero, F., & Bonsdorff, E. (2007). A conceptual framework for marine biodiversity and ecosystem functioning: Biodiversity and ecosystem functioning. *Marine Ecology*, 28, 134–145. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2007.00171.x>
- Buhl-Mortensen, P. (2017). Coral reefs in the Southern Barents Sea: Habitat description and the effects of bottom fishing. *Marine Biology Research*, 13(10), 1027–1040. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1331040>
- Burfeind, D. D., Pitt, K. A., Connolly, R. M., & Byers, J. E. (2013). Performance of non-native species within marine reserves. *Biological Invasions*, 15(1), 17–28. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0265-2>
- Calef, Z. (2016). *Quantifying the Impact of a Network of Small-Scale MPAs on Reproductive Potential of European Lobster (Homarus gammarus) in the Norwegian Skagerrak* [Master's thesis]. Technical University of Denmark.
- Cheng, B. S., Altieri, A. H., Torchin, M. E., & Ruiz, G. M. (2019). Can marine reserves restore lost ecosystem functioning? A global synthesis. *Ecology*, 100(4), e02617. <https://doi.org/10.1002/ecy.2617>
- Christensen, A., Mosegaard, H., & Jensen, H. (2009). Spatially resolved fish population analysis for designing MPAs: Influence on inside and neighbouring habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 66(1), 56–63. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn191>
- Christie, H., Gundersen, H., Rinde, E., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K. M., Pedersen, T., Bekkby, T., Gitmark, J. K., & Fagerli, C. W. (2019). Can multitrophic interactions and ocean warming influence large-scale kelp recovery? *Ecology and Evolution*, 9(5), 2847–2862. <https://doi.org/10.1002/ece3.4963>
- Claudet, J., Osenberg, C. W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J., Pérez-Ruzafa, Á., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J., Dimech, M., Falcón, J. M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P. J., Stobart, B., Vandeperre, F., ... Planes, S. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11(5), 481–489. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01166.x>

- Coates, D. A., Kapasakali, D.-A., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2016). Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.019>
- Costello, M. J. (2024). Evidence of economic benefits from marine protected areas. *Scientia Marina*, 88(1), e080. <https://doi.org/10.3989/scimar.05417.080>
- Côté, I. M., Mosqueira, I., & Reynolds, J. D. (2001). Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: A meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, 59(sA), 178–189. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb01385.x>
- Culhane, F. E., Briers, R. A., Tett, P., & Fernandes, T. F. (2014). Structural and functional indices show similar performance in marine ecosystem quality assessment. *Ecological Indicators*, 43, 271–280. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.009>
- Davies, B. F. R., Holmes, L., Rees, A., Attrill, M. J., Cartwright, A. Y., & Sheehan, E. V. (2021). Ecosystem Approach to Fisheries Management works—How switching from mobile to static fishing gear improves populations of fished and non-fished species inside a marine-protected area. *Journal of Applied Ecology*, 58(11), 2463–2478. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13986>
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., Wells, S., & Wenzel, L. (2019). *Guidelines for applying the IUCN protected area management categories to marine protected areas. Second edition* (No. 19; Best Practice Protected Area Guidelines Series). IUCN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-019-2nd%20ed.-En.pdf>
- Di Lorenzo, M., Claudet, J., & Guidetti, P. (2016). Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *Journal for Nature Conservation*, 32, 62–66. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.04.004>
- Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A., & Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 21(5), 906–915. <https://doi.org/10.1111/faf.12469>
- Dunsha, G., Olaussen, K., & Eckbo, N. (2024). *Potential marine Other Effective Area-Based Conservation Measures (OECMs) in Norway: Current compliance status in relation to CBD and IUCN guiding principles, definitions and criteria* (2024–3; Naturhistorisk Rapport). NTNU Vitenskapsmuseet.
- Dureuil, M., Boerder, K., Burnett, K. A., Froese, R., & Worm, B. (2018). Elevated trawling inside protected areas undermines conservation outcomes in a global fishing hot spot. *Science*, 362(6421), 1403–1407. <https://doi.org/10.1126/science.aau0561>
- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barrett, N. S., Becerro, M. A., Bernard, A. T. F., Berkhout, J., Buxton, C. D., Campbell, S. J., Cooper, A. T., Davey, M., Edgar, S. C., Försterra, G., Galván, D. E., Irigoyen, A. J., Kushner, D. J., ... Thomson, R. J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487), 216–220. <https://doi.org/10.1038/nature13022>
- Enoksen, S. E., & Reiss, H. (2018). Diet of Norwegian coastal cod (*Gadus morhua*) studied by using citizen science. *Journal of Marine Systems*, 180, 246–254. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.06.006>
- Eriksson, B. K., Bergström, U., Govers, L., & Eklöf, J. (2023). 4.2—Trophic cascades in coastal ecosystems. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00006-8>
- FAO. (2011). *FISHERIES MANAGEMENT - 4. Marine protected areas and fisheries* (FAO TECHNICAL GUIDELINES FOR RESPONSIBLE FISHERIES). FAO. www.fao.org/4/i2090e/i2090e.pdf
- Fenberg, P. B., Caselle, J. E., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S. D., Antonio García-Charton, J., Gonçalves, E. J., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S. R., Jones, P. J. S., Lester, S. E., McAllen, R., Moland, E., Planes, S., & Sørensen, T. K. (2012). The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Marine Policy*, 36(5), 1012–1021. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.02.021>
- Fernández-Chacón, A., Buttay, L., Moland, E., Knutsen, H., & Olsen, E. M. (2021). Demographic responses to protection from harvesting in a long-lived marine species. *Biological Conservation*, 257, 109094. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109094>
- Fernández-Chacón, A., Moland, E., Espeland, S. H., & Olsen, E. M. (2015). Demographic effects of full vs. partial protection from harvesting: Inference from an empirical before–after control-impact study on Atlantic cod. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1206–1215. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12477>
- Fernández-Chacón, A., Villegas-Ríos, D., Moland, E., Baskett, M. L., Olsen, E. M., & Carlson, S. M. (2020). Protected areas buffer against harvest selection and rebuild phenotypic complexity. *Ecological Applications*, 30(5), e02108. <https://doi.org/10.1002/eap.2108>
- Ferreira, H. M., Magris, R. A., Floeter, S. R., & Ferreira, C. E. L. (2022). Drivers of ecological effectiveness of marine protected areas: A meta-analytic approach from the Southwestern Atlantic Ocean (Brazil). *Journal of Environmental Management*, 301, 113889. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113889>
- Filbee-Dexter, K., Starko, S., Pessarrodona, A., Wood, G., Norderhaug, K. M., Piñeiro-Corbeira, C., & Wernberg, T. (2024). MARINE PROTECTED AREAS can be useful but are not a silver bullet for kelp conservation. *Journal of Phycology*, 60(2), 203–213. <https://doi.org/10.1111/jpy.13446>

- Fiskeridirektoratet. (n.d.). *Ønsker at flere kommuner etablerer nye fredningsområder for hummer*. Fiskeridirektoratet. Retrieved 12 November 2024, from <https://www.fiskeridir.no/Fritidsfiske/Artar/Hummarfiske/Frednings-og-bevaringsomraade/OEnsker-at-flere-kommuner-etablerer-nye-fredningsomraader-for-hummer>
- Fosså, J. H., Mortensen, P. B., & Furevik, D. M. (2002). The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: Distribution and fisheries impacts VL -471. *Hydrobiologia*, 1.12.
- Fox, A. D., Henry, L.-A., Corne, D. W., & Roberts, J. M. (2016). Sensitivity of marine protected area network connectivity to atmospheric variability. *Royal Society Open Science*, 3(11), 160494. <https://doi.org/10.1098/rsos.160494>
- Gallacher, J., Simmonds, N., Fellowes, H., Brown, N., Gill, N., Clark, W., Biggs, C., & Rodwell, L. D. (2016). Evaluating the success of a marine protected area: A systematic review approach. *Journal of Environmental Management*, 183, 280–293. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.029>
- Garland, G., Banerjee, S., Edlinger, A., Miranda Oliveira, E., Herzog, C., Wittwer, R., Philippot, L., Maestre, F. T., & Van Der Heijden, M. G. A. (2021). A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology*, 109(2), 600–613. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13511>
- Giakoumi, S., Hogg, K., Di Lorenzo, M., Compain, N., Scianna, C., Milisenda, G., Claudet, J., Damalas, D., Carbonara, P., Colloca, F., Evangelopoulos, A., Isajlović, I., Karampetsis, D., Ligas, A., Marčeta, B., Nenciu, M., Nita, V., Panayotova, M., Sabatella, R., ... Di Franco, A. (2024). Deficiencies in monitoring practices of marine protected areas in southern European seas. *Journal of Environmental Management*, 355, 120476. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120476>
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S. D., García-Charton, J. A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., & Guidetti, P. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7(1), 8940. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08850-w>
- Gilby, B. L., & Stevens, T. (2014). Meta-analysis indicates habitat-specific alterations to primary producer and herbivore communities in marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 2, 289–299. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.005>
- Gildas, G. (2016). *Unintended Effects of No-Take Marine Protected Areas in Southern Norway on Populations of Edible Crab Cancer pagurus* [Master's thesis]. Technical University of Denmark.
- Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., Constant, V., Horta E Costa, B., Pike, E. P., Kingston, N., Laffoley, D., Sala, E., Claudet, J., Friedlander, A. M., Gill, D. A., Lester, S. E., Day, J. C., Gonçalves, E. J., Ahmadi, G. N., Rand, M., Villagomez, A., Ban, N. C., ... Lubchenco, J. (2021). The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*, 373(6560), eabf0861. <https://doi.org/10.1126/science.abf0861>
- Grüss, A., Robinson, J., Heppell, S. S., Heppell, S. A., & Semmens, B. X. (2014). Conservation and fisheries effects of spawning aggregation marine protected areas: What we know, where we should go, and what we need to get there. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), 1515–1534. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsuo38>
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13(1), 117–137.
- Halpern, B. S., Lester, S. E., & Kellner, J. B. (2009). Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation*, 36(4), 268–276. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000032>
- Halpern, B. S., & Warner, R. R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5(3), 361–366. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00326.x>
- Halvorsen, K. T., Sørtdalen, T. K., Vøllestad, L. A., Skiftesvik, A. B., Espeland, S. H., & Olsen, E. M. (2017). Sex- and size-selective harvesting of corkwing wrasse (*Symphodus melops*)—A cleaner fish used in salmonid aquaculture. *ICES Journal of Marine Science*, 74(3), 660–669. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw221>
- Harrison, H. B., Bode, M., Williamson, D. H., Berumen, M. L., & Jones, G. P. (2020). A connectivity portfolio effect stabilizes marine reserve performance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(41), 25595–25600. <https://doi.org/10.1073/pnas.1920580117>
- Hiddink, J. G., Rijnsdorp, A. D., & Piet, G. (2008). Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(7), Article 7. <https://doi.org/10.1139/f08-064>
- Hilborn, R. (2014). Introduction to Marine Managed Areas. In *Advances in Marine Biology* (Vol. 69, pp. 1–13). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800214-8.00001-3>
- Hoel, A. H., Bakke, G., Jonassen, R. G., Kleiven, A. R., Løkkeborg, S., van der Meeren, G. I., & Nedreaas, K. (2023). *Other Effective Area-based Conservation Measures – OECMs: Andre effektive arealbaserte bevaringstiltak* (2023–45; Rapport fra havforskningen, p. 142). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2023-45>
- Hollitzer, H. A. L., May, F., & Blowes, S. A. (2023). A meta-analysis examining how fish biodiversity varies with marine protected area size and age. *Ecosphere*, 14(12), e4733. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4733>

- Horta e Costa, B., Claudet, J., Franco, G., Erzini, K., Caro, A., & Gonçalves, E. J. (2016). A regulation-based classification system for Marine Protected Areas (MPAs). *Marine Policy*, 72, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.06.021>
- Huijbers, C. M., Connolly, R. M., Pitt, K. A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Burfeind, D. D., Steele, C., Olds, A. D., Maxwell, P. S., Babcock, R. C., & Rissik, D. (2015). Conservation Benefits of Marine Reserves are Undiminished Near Coastal Rivers and Cities. *Conservation Letters*, 8(5), 312–319. <https://doi.org/10.1111/conl.12128>
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Version 1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 184).
- IUCN. (2021, September 30). 066—Guidance to identify industrial fishing incompatible with protected areas. <https://www.iucncongress2020.org/motion/066>
- Jacquemont, J., Blasiak, R., Le Cam, C., Le Gouellec, M., & Claudet, J. (2022). Ocean conservation boosts climate change mitigation and adaptation. *One Earth*, 5(10), 1126–1138. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.09.002>
- Jørgensen, K., Neuheimer, A., Jorde, P., Knutsen, H., & GrønkJær, P. (2020). Settlement processes induce differences in daily growth rates between two co-existing ecotypes of juvenile cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*, 650, 175–189. <https://doi.org/10.3354/meps13433>
- Jørgensen, L. L., Moland, E., Husa, V., Kutti, T., Kleiven, A. R., & van der Meeren, G. I. (2021). *Marint vern—Havforskningsinstituttets ekspertvurdering av utfordringer og status for arbeid med marint vern og beskyttelse i Norge* (2021–9; Rapport Fra Havforskningen). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-9>
- Jørgensen, L. L., Primicerio, R., Ingvaldsen, R. B., Fossheim, M., Strelkova, S., Thangstad, T. H., Manushin, I., & Zakharov, D. (2019). Impact of multiple stressors on sea bed fauna in a warming Arctic. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 1–12.
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Bishop, M. J., Polidoro, B. A., Ramirez-Llodra, E., Tozer, M. G., Nel, J. L., Mac Nally, R., Gregr, E. J., Watermeyer, K. E., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Franklin, J., Lehmann, C. E. R., Etter, A., Roux, D. J., Stark, J. S., Rowland, J. A., ... Kingsford, R. T. (2022). A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature*, 610(7932), 513–518. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>
- Kellner, J. B., Tetreault, I., Gaines, S. D., & Nisbet, R. M. (2007). FISHING THE LINE NEAR MARINE RESERVES IN SINGLE AND MULTISPECIES FISHERIES. *Ecological Applications*, 17(4), 1039–1054. <https://doi.org/10.1890/05-1845>
- Kirkman, S., Mann, B., Sink, K., Adams, R., Livingstone, T.-C., Mann-Lang, J., Pfaff, M., Samaai, T., Van Der Bank, M., Williams, L., & Branch, G. (2021). Evaluating the evidence for ecological effectiveness of South Africa's marine protected areas. *African Journal of Marine Science*, 43(3), 389–412. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2021.1962975>
- Kleiven, A. R., Thorbjørnsen, S. H., van der Meeren, G. I., Brandt, C. F., Naustvoll, L.-J., Moland, E., Norderhaug, K. M., Falkenhaug, T., Reamon, M., Hagestad, S., & Eckbo, N. (2024). *Raet nasjonalpark—Kunnskap og råd for bevaring av marint naturmangfold* (2024–38; Rapport fra havforskningen). Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2024-38>
- Klima- og miljødepartementet. (2023, June 29). *Naturavtalen*. <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/naturmangfold/innsiktsartikler-naturmangfold/naturavtalen/id2987476/>
- Knutsen, H., Jorde, P. E., Hutchings, J. A., Hemmer-Hansen, J., GrønkJær, P., Jørgensen, K. M., André, C., Sodeland, M., Albretsen, J., & Olsen, E. M. (2018). Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. *Evolutionary Applications*, 11(9), 1527–1539. <https://doi.org/10.1111/eva.12640>
- Knutsen, J. A., Kleiven, A. R., Olsen, E. M., Knutsen, H., Espeland, S. H., Sørtdalen, T. K., Thorbjørnsen, S. H., Hutchings, J. A., Fernández-Chacón, A., Huserbråten, M., Villegas-Ríos, D., Halvorsen, K. T., Nillos Kleiven, P. J., Langeland, T. K., & Moland, E. (2022). Lobster reserves as a management tool in coastal waters: Two decades of experience in Norway. *Marine Policy*, 136, 104908. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104908>
- Koeck, B., Olsen, E. M., Závorka, L., Crespel, A., Freitas, C., Enberg, K., Moland, E., Sodeland, M., Jessen, H. H., Marte, H., & Killen, S. S. (2024). Conservation benefits of marine reserves depend on knowledge integration of genotypic and phenotypic diversity. *Biological Conservation*, 299, 110831. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110831>
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Sundqvist, F., Ulmestrand, M., Wennhage, H., Wikström, A., & Bergström, U. (2023). Rapid re-establishment of top-down control at a no-take artificial reef. *Ambio*, 52(3), 556–570. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01799-9>
- Kuparinen, A., Roney, N. E., Oomen, R. A., Hutchings, J. A., & Olsen, E. M. (2016). Small-scale life history variability suggests potential for spatial mismatches in Atlantic cod management units. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 73(2), 286–292. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv181>

- Kutti, T., Legrand, E., Husa, V., Olsen, S. A., Gjelsvik, Ø., Carvajalino-Fernandez, M., & Johnsen, I. A. (2022). Fish farm effluents cause metabolic depression, reducing energy stores and growth in the reef-forming coral *Lophelia pertusa*. *Aquaculture Environment Interactions*, 14, 279–293.
- Lester, S., Halpern, B., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B., Gaines, S., Aïramé, S., & Warner, R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384, 33–46. <https://doi.org/10.3354/meps08029>
- Letessier, T. B., Mouillot, D., Mannocci, L., Jabour Christ, H., Elamin, E. M., Elamin, S. M., Friedlander, A. M., Hearn, A., Juhel, J.-B., Kleiven, A. R., Moland, E., Mouquet, N., Nillos-Kleiven, P. J., Sala, E., Thompson, C. D. H., Velez, L., Vigliola, L., & Meeuwig, J. J. (2024). Divergent responses of pelagic and benthic fish body-size structure to remoteness and protection from humans. *Science*, 383(6686), 976–982. <https://doi.org/10.1126/science.adi7562>
- Lima, A. L. R., Eggertsen, L. M., Teixeira, J. L. S., Schiavetti, A., Félix-Hackradt, F. C., & Hackradt, C. W. (2023). The influence of marine protected areas on the patterns and processes in the life cycle of reef fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33(4), 893–913. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09761-y>
- Magdaong, E. T., Fujii, M., Yamano, H., Licuanan, W. Y., Maypa, A., Campos, W. L., Alcala, A. C., White, A. T., Apistar, D., & Martinez, R. (2014). Long-term change in coral cover and the effectiveness of marine protected areas in the Philippines: A meta-analysis. *Hydrobiologia*, 733(1), 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1720-5>
- Maliao, R. J., White, A. T., Maypa, A. P., & Turingan, R. G. (2009). Trajectories and magnitude of change in coral reef fish populations in Philippine marine reserves: A meta-analysis. *Coral Reefs*, 28(4), 809–822. <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0532-6>
- Micheli, F., & Halpern, B. S. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8(4), 391–400. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00731.x>
- Micheli, F., Halpern, B. S., Botsford, L. W., & Warner, R. R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14(6), 1709–1723. <https://doi.org/10.1890/03-5260>
- Miller, K. I., & Russ, G. R. (2014). Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean & Coastal Management*, 96, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.003>
- Moher, D., Shamseer, L., Clarke, M., Ghersi, D., Liberati, A., Petticrew, M., Shekelle, P., & Stewart, L. A. (2015). Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement. *Systematic Reviews*, 4(1), 1. <https://doi.org/10.1186/2046-4053-4-1>
- Moland, E., Fernández-Chacón, A., Sordalen, T. K., Villegas-Ríos, D., Thorbjørnsen, S. H., Halvorsen, K. T., Huserbråten, M., Olsen, E. M., Nillos Kleiven, P. J., Kleiven, A. R., Knutsen, H., Espeland, S. H., Freitas, C., & Knutsen, J. A. (2021). Restoration of Abundance and Dynamics of Coastal Fish and Lobster Within Northern Marine Protected Areas Across Two Decades. *Frontiers in Marine Science*, 8, 674756. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.674756>
- Moland, E., Olsen, E. M., Knutsen, H., Garrigou, P., Espeland, S. H., Kleiven, A. R., André, C., & Knutsen, J. A. (2013). Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: Inference from an empirical before–after control–impact study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122679. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2679>
- Moland, E., Ulmestrand, M., Olsen, E. M., & Stenseth, N. C. (2013). Long-term decrease in sex-specific natural mortality of European lobster within a marine protected area. *Marine Ecology Progress Series*, 491, 153–164. <https://doi.org/10.3354/meps10459>
- Molloy, P. P., McLean, I. B., & Côté, I. M. (2009). Effects of marine reserve age on fish populations: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 743–751. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01662.x>
- Molloy, P. P., Reynolds, J. D., Gage, M. J. G., Mosqueira, I., & Côté, I. M. (2008). Links between sex change and fish densities in marine protected areas. *Biological Conservation*, 141(1), 187–197. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.023>
- Morris, C. J., Green, J. M., Snelgrove, P. V. R., Pennell, C. J., & Ollerhead, L. M. N. (2014). Temporal and spatial migration of Atlantic cod (*Gadus morhua*) inside and outside a marine protected area and evidence for the role of prior experience in homing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(11), 1704–1712. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0036>
- Mosquera, I., Côté, I. M., Jennings, S., & Reynolds, J. D. (2000). Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation*, 3(4), 321–332. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00117.x>
- Nærings- og fiskeridepartementet. (2021, September 24). *Forskrift om endring i forskrift om fredningsområder for hummer*. Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2021-09-24-2891>
- Nillos Kleiven, P. J., Espeland, S. H., Olsen, E. M., Abesamis, R. A., Moland, E., & Kleiven, A. R. (2019). Fishing pressure impacts the abundance gradient of European lobsters across the borders of a newly established marine protected area. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1894), 20182455. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2455>
- Norderhaug, K. M., Knutsen, H., Filbee-Dexter, K., Sodeland, M., Jorde, P. E., Wernberg, T., Oomen, R., & Moland, E. (2024). The International Union for Conservation of Nature Red List does not account for intraspecific diversity. *ICES Journal of Marine Science*, 81(5), 815–822. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae039>

- Norderhaug, K. M., Nedreaas, K., Huserbråten, M., & 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*(1), 163–173. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01362-4>
- Nunes, J. A. C. C., Costa, Y., Blumstein, D. T., Leduc, A. O. H. C., Dorea, A. C., Benevides, L. J., Sampaio, C. L. S., & Barros, F. (2018). Global trends on reef fishes' ecology of fear: Flight initiation distance for conservation. *Marine Environmental Research*, *136*, 153–157. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.02.011>
- Ohayon, S., Granot, I., & Belmaker, J. (2021). A meta-analysis reveals edge effects within marine protected areas. *Nature Ecology & Evolution*, *5*(9), 1301–1308. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01502-3>
- Parsons, D. M., Shears, N. T., Babcock, R. C., & Haggitt, T. R. (2004). Fine-scale habitat change in a marine reserve, mapped using radio-acoustically positioned video transects. *Marine and Freshwater Research*, *55*(3), 257. <https://doi.org/10.1071/MF03190>
- Peleg, O., Blain, C. O., & Shears, N. T. (2023). Long-term marine protection enhances kelp forest ecosystem stability. *Ecological Applications*, *33*(7), e2895. <https://doi.org/10.1002/eap.2895>
- Pettersen, A. R., Moland, E., Olsen, E. M., & Knutsen, J. A. (2009). Lobster Reserves in Coastal Skagerrak – An Integrated Analysis of the Implementation Process. In E. Moksness, E. Dahl, & J. Støttrup (Eds.), *Integrated Coastal Zone Management* (1st ed., pp. 178–188). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781444316285.ch14>
- Roessger, J., Claudet, J., & Horta e Costa, B. (2022). Turning the tide on protection illusions: The underprotected MPAs of the 'OSPAR Regional Sea Convention'. *Marine Policy*, *142*, 105109. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105109>
- Rogers, A. D., Aburto-Oropeza, O., Appeltans, W., Assis, J., Ballance, L. T., Cury, P., Duarte, C., Favoretto, F., Kumagai, J., Lovelock, C., Miloslavich, P., Niamir, A., Obura, D., O'Leary, B. C., Reygondeau, G., Roberts, C., Sadovy, Y., Sutton, T., Tittensor, D., & Velarde, E. (2023). Critical Habitats and Biodiversity: Inventory, Thresholds and Governance. In J. Lubchenco & P. M. Haugan (Eds.), *The Blue Compendium* (pp. 333–392). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-16277-0_10
- Rojo, I., Sánchez-Meca, J., & García-Charton, J. A. (2019). Small-sized and well-enforced Marine Protected Areas provide ecological benefits for piscivorous fish populations worldwide. *Marine Environmental Research*, *149*, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.06.005>
- Sala, E., & Giakoumi, S. (2018). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, *75*(3), 1166–1168. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>
- Sciberras, M., Jenkins, S. R., Mant, R., Kaiser, M. J., Hawkins, S. J., & Pullin, A. S. (2015). Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. *Fish and Fisheries*, *16*(1), 58–77. <https://doi.org/10.1111/faf.12044>
- Shamseer, L., Moher, D., Clarke, M., Ghersi, D., Liberati, A., Petticrew, M., Shekelle, P., Stewart, L. A., & the PRISMA-P Group. (2015). Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015: Elaboration and explanation. *BMJ*, *349*(jan02 1), g7647–g7647. <https://doi.org/10.1136/bmj.g7647>
- Sheehan, E. V., Stevens, T. F., Gall, S. C., Cousens, S. L., & Attrill, M. J. (2013). Recovery of a Temperate Reef Assemblage in a Marine Protected Area following the Exclusion of Towed Demersal Fishing. *PLoS ONE*, *8*(12), e83883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083883>
- Skjoldal, H. R. (2004). *Råd til utforming av marin verneplan for marine beskyttede områder i Norge—Endelig tilråding med forslag til referanseområder*. www.statsforvalteren.no/contentassets/62313272637a4f9f8917a87ad9e959c8/endelig-tilradning-fra-radgivende-utvalg-for-marin-verneplan-300604.pdf
- Sköld, M., Börjesson, P., Wennhage, H., Hjelm, J., Lövgren, J., & Ringdahl, K. (2022). A no-take zone and partially protected areas are not enough to save the Kattegat cod, but enhance biomass and abundance of the local fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science*, *79*(8), 2231–2246. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac152>
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J., Nilsson, H., & Bartolino, V. (2018). Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*, *586*, 41–55. <https://doi.org/10.3354/meps12434>
- Smallhorn-West, P. F., Weeks, R., Gurney, G., & Pressey, R. L. (2020). Ecological and socioeconomic impacts of marine protected areas in the South Pacific: Assessing the evidence base. *Biodiversity and Conservation*, *29*(2), 349–380. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01918-1>
- Smit, K. P., Bernard, A. T. F., Lombard, A. T., & Sink, K. J. (2021). Assessing marine ecosystem condition: A review to support indicator choice and framework development. *Ecological Indicators*, *121*, 107148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107148>
- Sørdalen, T. K., Halvorsen, K. T., Harrison, H. B., Ellis, C. D., Vøllestad, L. A., Knutsen, H., Moland, E., & Olsen, E. M. (2018). Harvesting changes mating behaviour in European lobster. *Evolutionary Applications*, *11*(6), 963–977. <https://doi.org/10.1111/eva.12611>
- Sørdalen, T. K., Halvorsen, K. T., & Olsen, E. M. (2022). Protection from fishing improves body growth of an exploited species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *289*(1987), 20221718. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1718>

- Sørdalen, T. K., Halvorsen, K. T., Vøllestad, L. A., Moland, E., & Olsen, E. M. (2020). Marine protected areas rescue a sexually selected trait in European lobster. *Evolutionary Applications*, 13(9), 2222–2233. <https://doi.org/10.1111/eva.12992>
- Soykan, C. U., & Lewison, R. L. (2015). Using community-level metrics to monitor the effects of marine protected areas on biodiversity: Biodiversity Metrics for MPAs. *Conservation Biology*, 29(3), 775–783. <https://doi.org/10.1111/cobi.12445>
- Steneck, R., Leland, A., McNaught, D., & Vavrinec, J. (2013). Ecosystem Flips, Locks, and Feedbacks: The Lasting Effects of Fisheries on Maine's Kelp Forest Ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 89. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1148>
- Thorbjørnsen, S. H., Moland, E., Simpfendorfer, C., Heupel, M., Knutsen, H., & Olsen, E. M. (2019). Potential of a no-take marine reserve to protect home ranges of anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology and Evolution*, 9(1), 417–426. <https://doi.org/10.1002/ece3.4760>
- Thorbjørnsen, S. H., Moland, E., Villegas-Ríos, D., Bleeker, K., Knutsen, H., & Olsen, E. M. (2021). Selection on fish personality differs between a no-take marine reserve and fished areas. *Evolutionary Applications*, 14(7), 1807–1815. <https://doi.org/10.1111/eva.13242>
- Thorbjørnsen, S., Moland, E., Huserbråten, M., Knutsen, J., Knutsen, H., & Olsen, E. (2018). Replicated marine protected areas (MPAs) support movement of larger, but not more, European lobsters to neighbouring fished areas. *Marine Ecology Progress Series*, 595, 123–133. <https://doi.org/10.3354/meps12546>
- Topor, Z. M., Rasher, D. B., Duffy, J. E., & Brandl, S. J. (2019). Marine protected areas enhance coral reef functioning by promoting fish biodiversity. *Conservation Letters*, 12(4), e12638. <https://doi.org/10.1111/conl.12638>
- Torgan, P. (2024). *The effect of small-scale partially protected areas on European lobster (Homarus gammarus) abundance and demographics – a citizen sciencebased study* [Master thesis, Norwegian University of Science and Technology]. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/3154986?show=full>
- van der Meeren, T. (2023). *Hummerfredning ved Trollsøy i Austevoll—Resultater fra 2018 til 2022* (Rapport Fra Havforskningen 2023–33; Rapport Fra Havforskningen, p. 27). Havforskninginstituttet.
- Van Gils, J. A., Piersma, T., Dekinga, A., Spaans, B., & Kraan, C. (2006). Shellfish Dredging Pushes a Flexible Avian Top Predator out of a Marine Protected Area. *PLoS Biology*, 4(12), e376. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040376>
- Van Hoey, G., Feary, D. A., Brown, E. J., Buyse, J., Mangi, S. C., Vallina, T., van Kooten, T., Abreu, S., Aranda, M., Berstrom, U., Castro, N., Kleiven, P. J. N., Monsier, P., Peat, W., Rakowski, M., Robert, M., Stacy, R., Uriarte, A., Whitley, C., ... Quirijns, F. J. (2024). *Assessing spillover from marine protected areas to adjacent fisheries: Baltic and North Seas, Atlantic EU Western Waters and Outermost Regions : final report*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2926/35237>
- Vandeperre, F., Higgins, R. M., Sánchez-Meca, J., Maynou, F., Goñi, R., Martín-Sosa, P., Pérez-Ruzafa, A., Afonso, P., Bertocci, I., Crec'hriou, R., D'Anna, G., Dimech, M., Dorta, C., Esparza, O., Falcón, J. M., Forcada, A., Guala, I., Le Direach, L., Marcos, C., ... Santos, R. S. (2011). Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: A meta-analytical approach: MPA Size and age: effects on fisheries. *Fish and Fisheries*, 12(4), 412–426. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00401.x>
- Varnes, B. K., & Olsen, E. M. (2023). Fish community dynamics in a coastal no-take marine protected area compared to a harvested area before and after protection from fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 80(5), 1462–1471. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad074>
- Villegas-Ríos, D., Claudet, J., Freitas, C., Moland, E., Thorbjørnsen, S. H., Alonso-Fernández, A., & Olsen, E. M. (2021). Time at risk: Individual spatial behaviour drives effectiveness of marine protected areas and fitness. *Biological Conservation*, 263, 109333. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109333>
- Villegas-Ríos, D., Freitas, C., Moland, E., & Olsen, E. M. (2022). Eco-evolutionary dynamics of Atlantic cod spatial behavior maintained after the implementation of a marine reserve. *Evolutionary Applications*, 15(11), 1846–1858. <https://doi.org/10.1111/eva.13483>
- Villegas-Ríos, D., Moland, E., & Olsen, E. M. (2017). Potential of contemporary evolution to erode fishery benefits from marine reserves. *Fish and Fisheries*, 18(3), 571–577. <https://doi.org/10.1111/faf.12188>
- Vranken, S., Wernberg, T., Scheben, A., Severn-Ellis, A. A., Batley, J., Bayer, P. E., Edwards, D., Wheeler, D., & Coleman, M. A. (2021). Genotype–Environment mismatch of kelp forests under climate change. *Molecular Ecology*, 30(15), 3730–3746. <https://doi.org/10.1111/mec.15993>
- Wennerström, L., Jansson, E., & Laikre, L. (2017). Baltic Sea genetic biodiversity: Current knowledge relating to conservation management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(6), 1069–1090. <https://doi.org/10.1002/aqc.2771>
- Wiegand, J., Hunter, E., & Dulvy, N. K. (2011). Are spatial closures better than size limits for halting the decline of the North Sea thornback ray, *Raja clavata*? *Marine and Freshwater Research*, 62(6), 722. <https://doi.org/10.1071/MF10141>
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800), Article 5800. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>

FIGURLISTE

Figur 3: Illustrasjon av et utvalg teoretiske effekter av marine bevaringsområder.

Figur 4: Tre ulike målinger av effekter, eksemplifisert ved hummerfredningsområder i Skagerrak. Venstre: Fangst-Per-Enhet-Innsats (CPUE) som en indikator på endring i tetthet. Midten: Gjennomsnittsstørrelse som en indikator på størrelsessammensetning. Høyre: Kilo per teinedøgn, som en indikator på biomasse. Biomasse er da en kombinasjon av tetthet og størrelse (vekt). Kilde: Oppdatert av Sørtdalen fra Knutsen et al. (2022).

Figur 3: Illustrasjon av de ulike aspektene ved forsknings- og overvåkingsdesign når hypotetiske effekter av vern skal undersøkes. Øvre rad representerer et ubeskyttet kontrollområde og nedre rad bevaringsområde. Kolonnene representerer tid hvor venstre kolonne er før vern trer i kraft og høyre kolonne er etter at vern er implementert. Det foretrukne studiedesignet er det som refereres til som BACI: «before – after, impact – control» og som betyr at studien har data fra både innenfor og utenfor verneområdet, samt før og etter vern ble implementert.

Figur 4: Oversikt over de tre nivåene i litteratursøket.

Figur 5: Søkriterier for syntese studier (nivå 1) før påbegynnelse av manuell filtrering. Alle søk var gjort i databasen Scopus, og søkeord søkt i tittel, abstract og nøkkelord.

Figur 6: PRISMA-diagram for synteseartikler (nivå 1) litteratursøk.

Figur 7: Søkriterier for nivå 2 før påbegynnelse av manuell filtrering. Alle søk ble gjort i databasen Scopus, og søkeord søkt i tittel, abstract og nøkkelord.

Figur 8: PRISMA-diagram for nivå 2 (enkeltstudier fra Nord-Atlanteren og Arktis) litteratursøk.

Figur 9: Publiseringsår for godkjente artikler i den endelige litteraturlisten for syntese studier (nivå 1) og original forskning fra Nord-Atlanteren og Arktis (nivå 2). Litteratursøket ble avsluttet i september 2024.

Figur 10: I en meta-studie av europeiske null-fiskeområder estimerte Fenberg et al. (2012) en økning i størrelse (lengde) på 13 % for individer i null-fiskeområder sammenlignet med kontrollområder.

Figur 11: Hollitzer et al. (2023) estimerte i snitt 18 % høyere arts mangfold i bevaringsområder sammenlignet med nærliggende ubeskyttede områder.

Figur 12: Cheng et al. (2019) viste at når tettheten av predatorer gikk opp i bevaringsområder var det en nedgang i byttedyrbestander.

Figur 13: Sala og Giakoumi (2018) viste at fullt beskyttede områder har betydelig høyere effekt på biomasse enn delvis beskyttede områder.

Figur 14: Oversikt over marine bevaringsområder i tempererte havområder i Atlanterhavet i den endelige litteraturlisten. Punktene viser individuelle bevaringsområder, og størrelsen antall studier. Fargestyrken på landene viser antall bevaringsområder fra studiene i hvert land.

Figur 15: Heatmap-diagram over taksonomiske grupper rapportert i studiene i den endelige litteraturlisten for tempererte Nord-atlanteren, gruppert etter geografisk område. Plottet viser både antall studier og andelen som rapporterte resultater for ulike taksonomiske grupper. Merk at hver studie kan være representert flere ganger dersom ulike taksonomiske grupper eller flere geografiske områder var inkludert i en enkelt studie.

Figur 16: Oversikt over studiedesign og tidsserier blant studiene i den endelige litteraturlisten. Merk at kun studier med empiriske data er inkludert (n.= 67). Hvert punkt representerer én studie (her kan altså ikke samme studie fremtre flere ganger). Boxplots viser fordeling av lengde på tidsserie for ulike studiedesign. ACI står for «after – control – impact» og indikerer studier med sammenligninger kun i tid og rom etter at bevaringsområder er etablert. BA står for «before – after» og indikerer studier med sammenligninger kun i tid før og etter implementering av et bevaringsområde. BACI står for «before – after – control – impact» og indikerer studier med sammenligninger før og etter i både i tid og rom. P står for «paired» og indikerer flere par med bevaringsområder og kontrollområder; noen ACI og BACI-studier hadde ett par og andre hadde flere. Mark-recapture indikerer studier hvor merkede individer er fulgt over tid enten med fysisk gjenfangst i f.eks. teiner eller ved akustiske signal.

Figur 17: Empiriske studier som rapporterte på tetthet, sortert etter studiedesign og beskyttelsesgrad på bevaringsområde(ene) studert. Hver stolpe representerer én studie. Høyden på stolpen viser antall arter (evt. mindre artsgrupper) det var oppgitt resultater for. Positiv, negativ og ingen referer til effekten påvist, enten som endring over tid (høyere tetthet etter implementering av vern) eller i rom (høyere tetthet innenfor bevaringsområdet enn utenfor). De svarte punktene viser antall år i tidsserien.

Figur 18: Antall studier i syntesen på nivå 2 og 3 delt opp i ulike grader av beskyttelse. Delvis beskyttet har varierende grad av fiske tillatt og i no-take er det forbud mot fiske. I multi-zone er det flere soner med ulike grader av beskyttelse/reguleringer. I noen studier var reguleringsnivå ikke oppgitt (N/A).

Figur 19: Biomasse (kg) av hummer per teine i Flødevigen (Agder), Bolærne (Vestfold) og Kverniskjær (Østfold) i fredningsområder og kontrollområder i perioden 2006 til 2024. Loddrett stippet linje indikerer etablering av hummerfredningsområder (2006). Oppdatert av Sjørdalen fra Knutsen et al. (2022).

Figur 20: Gradient av fangst-per-enhet-innsats (cpue), hummer per teinedøgn i ulike avstander i meter fra grensen (0; stippet linje) av Askerøya hummerfredningsområde før, 4 år etter og 9 år etter. Lengst til venstre indikerer midten av hummerfredningsområdet. Kilde: Van Hoey et al. (2024).

Figur 21: Regresjonslinjer for forholdet mellom antall år beskyttet og før/etter log effektstørrelse for null-fiskeområder (oransje) og kontrollområder (turkis) i Sverige. Skyggelagde områder representerer 95% konfidensintervall av regresjonen. Gjenbrukt med tillatelse fra Bergström et al. (2022).

Figur 22: Fangst av hummer pr. teinedøgn i overvåkningsfisket i fredningsområdet ved Trollsøy og i referanseområdet. Søylen viser gjennomsnittsverdier med standardavvik. Fangst vises både for fisket i september før sesongen åpner og i oktober ca. tre uker inn i hummersesongen. Gjengitt med tillatelse fra van der Meeren (2023) og oppdatert med data fra 2023 (upublisert).

Figur 23: Ulike metoder som er blitt brukt for å studere effekter av bevaringsområder i Nord-Atlanteren (nivå 2) og havområder Norge grenser til (nivå 3). Enkelte studier kan være representert i flere ganger dersom de benyttet flere metoder eller var representert i begge nivåene.

TABELLISTE

Tabell 2: Liste over mulige biologiske effekter av vern innenfor bevaringsområdene som det var søkt etter studier på.

**Framtidstro for havet,
kysten og folket.**