

8076-2025

Effektene av bunntråling og snurrevad på klima og havets naturlige karbonlager



Rapport

Norsk institutt for vannforskning

Løpenummer: 8076-2025

ISBN 978-82-577-7813-2
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

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

Christian Lindemann
Prosjektleder

Hege Gundersen
Kvalitetssikrer

Paul Berg
Forskningsleder

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

Forsidebildet er AI
generert

www.niva.no

Tittel

Effektene av bunntåling og snurrevad på klima
og havets naturlige karbonlager

Sider

54 + vedlegg

Dato

06.05.2025

Forfattere

Christian Lindemann
Ann-Elin Synnes
Juan Carlos Farias Pardo
Amy Lusher
Santiago de la Puente
Ellen Johannesen
Adam Jon Andrews
Ragnhild Ryther Grimm Torstensen
Kasper Hancke
Nicholas Roden
Hege Gundersen

Fagområde

Marinbiologi

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver

WWF Verdens naturfond

Kontaktperson hos

oppdragsgiver

Harald Hansen og Fredrik Myhre

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 240252

Sammendrag

Havsedimenter fungerer som viktige karbonlagre, men mobilt bunnfiske kan redusere denne lagringen og frigjøre karbondioksid. Norske farvann, spesielt Skagerrak, deler av Barentshavet og glasiale renner, er utsatt for fiskepress som kan svekke karbonlagrene og karbonakkumuleringsrater i sedimentene. Snurrevad har tradisjonelt hatt mindre påvirkning enn bunntåling, men økt bruk i kystområder kan forstyrre sårbare habitater. Regulering og redusert fiskeriintensitet kan bidra til å bevare karbonlagrene, og tiltak rettet mot karbonrike områder har størst effekt. Likevel er hensynet til organisk karbon fortsatt lite integrert i fiskeriforvaltningen, noe som gir muligheter for bedre beskyttelse. Samtidig har investeringer i utslippsreducerende teknologi vært begrenset, da det mangler økonomiske insentiver. Fiskerirelatert plastavfall utgjør også en betydelig andel av havbunnens søppelbelastning, noe som understreker behovet for bedre avfallshåndtering i næringen.

Emneord: Bunntåling, snurrevad, fiskeri, karbonlagring, sedimenter, plastforsøpling

Keywords: Bottom trawling, Danish seine, fisheries, carbon storage, sediments, plastic pollution

Innholdsfortegnelse

Forord	5
Sammendrag	6
Summary	6
Forkortelser og fagbegreper brukt i rapporten	7
1 Introduksjon	8
1.1 Globalt klima, havet og det marine karbonkretsløpet	8
1.2 Organisk karbon på kontinentalsokkelen	10
1.3 Bunntråling og snurrevadfiske og deres effekt på organisk karbon i havsedimenter	11
Tekstboks 1. Den vitenskapelige debatten rundt effektene av bunntråling på sedimentforstyrrelser	15
2 Effekt fra norske bunnfiskerier på karbonlagring og CO ₂ -utslipp	16
2.1 Mengde og varighet av karbon lagret i norske bentiske økosystemer	16
2.2 Effekt av bunntråling og snurrevad på karbonlagring	19
2.3 Effekter av bunnfiske på alkalinitet i havet	23
2.4 Den norske fiskeflåten: fiskeriinnsats og CO ₂ -utslipp	24
3 Påvirkning fra bunntrål og snurrevad på særlig verdifulle og sårbare områder, marine verneområder, karbonrike områder og områder med flere interessenter	28
3.1 Særlig verdifulle og sårbare områder	28
3.2 Karbonrike områder	29
3.3 Marine verneområder	30
3.4 Offshore vindpark	31
3.5 Nasjonalparker	32
4 Virkningen av bunntråling og snurrevadfiske på biologisk mangfold og habitater i forhold til norske trålfelt	33
5 Avfall og plastforurensning fra bunntråling og snurrevadfiske	36
5.1 Generering av avfall og plastforurensning fra fiskerier	36
5.2 Avfall og plastforurensning fra bunntråling og snurrevadfiske	37
5.3 Overvåking av plastavfall og forurensning fra fiskerier	39
5.4 Påvirkning av plastavfall og forurensning fra fiskerier	39
5.5 Fremtiden for overvåking av avfall og forurensning fra fiskerier	40
6 Eksempler på nasjoner som regulerer bunntråling og snurrevadfiske mer restriktivt enn Norge	40
6.1 Spesifikke eksempler på reguleringer	43
6.2 Overholdelse	44
6.3 Integrering av hensyn til organisk karbon i fiskeriforvaltning	44
7 Nøkkelfunn og oppsummering	45
8 Metoder	46

8.1 Beregning av organisk karboninnhold under et ikke-trålescenario	46
8.2 Beregning av utslipp og forholdsindikatorer for norske fartøy som fisker med bunntrål eller snurrevad	46
9 Referanser	48
10 Vedlegg	55
10.1 Data rapportert om søppel og plastforurensning fra fiskerier utenfor norske farvann	55

Forord

Hvordan bunnfiskerier påvirker karbonlagring i havsedimenter, er en nøkkelfaktor i diskusjonen om klimaendringer og naturvern. Havsedimenter fungerer som viktige karbonlagre, der store mengder organisk karbon kan forbli lagret i årtusener hvis sedimentene forblir urørt. Disse sedimentene spiller en viktig rolle i reguleringen av det globale karbonkretsløpet ved å fange og lagre organisk materiale, som døde marine organismer, som deretter begraves og lagres som karbon. Imidlertid kan fiskerier som bruker bunntål og andre bunnslpende redskaper forstyrre disse sedimentene. Tråling innebærer å dra tunge nett over havbunnen, noe som virvler opp sedimenter og frigjør lagret karbon tilbake i vannsøylen og til atmosfæren som karbondioksid (CO₂). Denne prosessen, kjent som remineralisering, kan bidra betydelig til økte klimagassutslipp og forverre klimaendringene. I tillegg truer bunnfiskerier bentiske økosystemer ved å redusere bestander og ødelegge habitatstrukturer som er essensielle for marint liv. Dette fører til redusert biologisk mangfold og forringelse av disse økosystemene. Derfor er bærekraftig forvaltning av bunnfiskerier avgjørende for å beskytte disse karbonlagrene og minimere deres påvirkning på klimaet. Effektive forvaltningsstrategier inkluderer begrensning av tråling i sensitive områder, etablering av marine verneområder (MPA) og bruk av mindre inngripende fiskemetoder. Integrering av økosystembaserte forvaltningsprinsipper, som fremhevet i globale avtaler som Parisavtalen, Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework og FNs havrettskonvensjon (UNCLOS), kan bidra til å balansere behovet for fiskeri med nødvendigheten av å bevare marine karbonlagre. Ved å implementere disse bærekraftige tiltakene kan bunnfiskerier fortsatt bidra til matsikkerhet og levebrød, samtidig som deres påvirkning på karbonlagring, biologisk mangfold og globale klimamål reduseres.

Rapporten er skrevet av NIVA på oppdrag fra WWF Norge i samarbeid mellom seksjonene marinbiologi, vann og samfunn, miljøgifter og oseanografi. WWF Norge er interessert i kvalitetssikret kunnskapssammenstilling som oppsummerer eksisterende kunnskap om karbonlagre i norske havområder, og effekten av bunntåling og bruk av snurrevad på disse karbonlagrene. Rapporten fokuserer på Norge og gir en oversikt over dagens kunnskap om hvordan bunntåling og snurrevadfiske påvirker organisk karbonlagring i sedimenter, deres CO₂-utslipp, samt effektene på bentiske habitater og marin forsøpling. Vi gjennomgår relevante reguleringer på både nasjonalt og internasjonalt nivå og vurderer tiltak for en mer skånsom og effektiv drift av disse fiskeriene. I tillegg fremhever vi muligheter og utfordringer knyttet til å redusere fiskerienes påvirkning på lagret organisk karbon i havsedimenter og til å sikre en bærekraftig forvaltning av bentiske habitater.

Sammendrag

Havsedimenter lagrer betydelige mengder organisk karbon, men denne lagringen kan reduseres av mobilt bunnfiske, noe som potensielt kan føre til utslipp av karbondioksid til atmosfæren og forstyrre bentiske habitater. Norske farvann har vært utsatt for betydelig fiskepress langs havbunnen, inkludert i områder med stor karbonlagring, som Skagerrak, deler av Barentshavet og langs glasiøle renner. I disse regionene kan høye og middels nivåer av bunntåling betydelig redusere organiske karbonlagre og karbonakkumuleringsrater i sedimenter. Tradisjonelt har snurrevadfiske en mindre innvirkning på organisk karbonlagring sammenlignet med bunntåling. Imidlertid utgjør den økende bruken av snurrevad på en måte som ligner bunntåling, spesielt i kystområder som tidligere har vært mindre påvirket av bunntåling, en risiko for nye forstyrrelser i sårbare habitater. Redusert fiskeriintensitet, inkludert gjennom forbedret forvaltning og regulering, kan bidra til å beskytte eksisterende organiske karbonlagre. Beskyttelsestiltak som direkte retter seg mot karbonrike områder har størst innvirkning på karbonlagring. Imidlertid er den eksplisitte vurderingen av organisk karbon fortsatt i de tidlige stadiene av fiskeriforvaltningen, og gir derfor en viktig mulighet til å forbedre beskyttelsen av organiske karbonlagre og fordelaktige habitater. Til tross for en generell reduksjon i CO₂-utslipp fra bunntål- og snurrevadflåter, er det lite økonomisk insentiv for investering i utslippsreducerende teknologi. I tillegg utgjør fiskerirelatert plastavfall en stor andel av søppelbelastningen på havbunnen.

Summary

Ocean sediments are significant reservoirs of organic carbon, which can be diminished by mobile bottom fishing, potentially leading to carbon dioxide emissions and negatively impacting benthic habitats and biodiversity. Norwegian waters have experienced heavy demersal fishing pressure, including in areas known for substantial carbon storage, such as the Skagerrak, parts of the Barents Sea, and along glacial troughs. In these regions, high and medium levels of bottom trawling can significantly reduce organic carbon stocks and carbon accumulation rates in sediments. Traditionally, seine fishing has a smaller impact on organic carbon storage compared to bottom trawling. However, the increasing use of seines in a manner similar to bottom trawling, especially in coastal areas previously less affected by bottom trawling, poses a risk of new disturbances in vulnerable habitats. Reducing fishing intensity, including through improved management and regulation, can help protect existing organic carbon stocks. Protective measures directly targeting carbon-rich areas have the greatest impact on carbon storage. However, the explicit consideration of organic carbon is still in the early stages of fisheries management, therefore providing an important opportunity to improve the protection of organic carbon stocks and benefits habitats. Despite an overall reduction in CO₂ emissions from bottom trawl and seine fleets, there is little economic incentive for investment in emission-reducing technology. Additionally, fisheries-related plastic litter accounts for a large proportion of the litter load on the seabed.

Forkortelser og fagbegreper brukt i rapporten

ALDFG – Forlatt, tapt eller på annen måte kassert fiskeredskap (Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear)

Bentos/bentisk fauna – Organismer som lever på eller i havbunnen

Bioturbasjon – Omfordeling av sedimenter forårsaket av levende organismer

CBD – Konvensjonen om biologisk mangfold (Convention on Biological Diversity)

CVR – Karbonvulnerabilitetsrangering (Carbon Vulnerability Ranking)

DATRAS – ICES' bunntråldatabase (Database of Trawl Surveys)

Demersale arter – Fisk som lever nær eller på havbunnen

Dollytau – En type tau brukt i fiskeri

DOMÉ – ICES' database for miljødata

EMODnet – Europeisk database for marine observasjonsdata (European Marine Observation and Data Network)

Epifauna – Bunndyr som lever på sedimentoverflaten

Fiskeriinnsats (Fishing effort) – Hvor mye fiskeriaktivitet som utføres i et område (målt i tid, antall fartøy osv)

Fiskerikapasitet – Hvor mye fisk en flåte kan ta opp

Flåtestørrelse – Antall fiskefartøy i en fiskerinæring

Habitatproduktivitet – Et områdes evne til å opprettholde liv og biologisk mangfold

IBTS – Internasjonalt bunntrålundersøkelsesprogram (International Bottom Trawl Survey)

ICES – Det internasjonale havforskningsrådet (International Council for the Exploration of the Sea)

Infauna – Bunndyr som lever nedgravd i sedimentet

IUU – Ulovlig, urapportert og uregulert fiske (Illegal, Unreported and Unregulated Fishing)

Karbonreservoar – Områder hvor karbon lagres naturlig, som sedimenter og marine økosystemer

Karbonvulnerabilitet – Sårbarhet for karbonfrigjøring fra sedimenter ved forstyrrelse

LFP – Beskyttelsesnivå for fiske (Level of Fishing Protection)

Makrobentos – Større bunndyr som kan observeres direkte

MCS – Maksimal karbonlagring (Maximum Carbon Sequestration)

MPA – Marine verneområder (Marine Protected Areas)

MSFD – EUs Havstrategidirektiv (Marine Strategy Framework Directive)

MSY – Maksimalt bærekraftig utbytte (Maximum Sustainable Yield)

NTR – Områder med totalt fiskeforbud (No-take reserve)

OC – Organisk karbon

OSPAR – Oslo-Paris-konvensjonen for beskyttelse av det nordøstlige Atlanterhavets miljø

OWF – Offshore vindpark (Offshore Wind Farm)

PPA – Delvis beskyttede områder (Partially Protected Areas)

Remineralisering – Omdanning av organisk karbon til uorganisk karbon, ofte drevet av mikrobiell aktivitet

Resuspensjon – Oppvirvling av sedimenter, som kan frigjøre karbon og næringsstoffer

Spøkelsesfiske – Fortsatt fangst av fisk i etterlatt fiskeredskap

SVO – Særlig verdifulle og sårbare områder

UNCLOS – FNs havrettskonvensjon (United Nations Convention on the Law of the Sea)

VMEs – Sårbare marine økosystemer (Vulnerable Marine Ecosystems)

1 Introduksjon

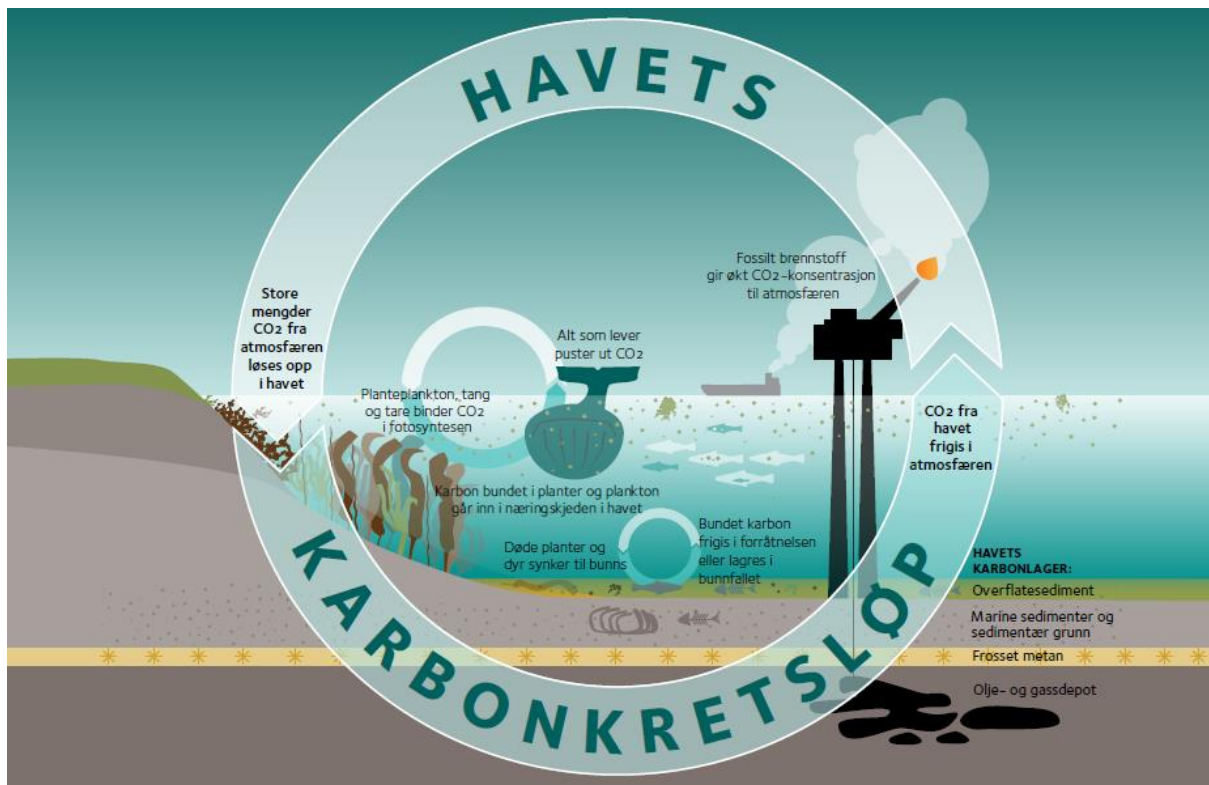
1.1 Globalt klima, havet og det marine karbonkretsløpet

Atmosfærisk karbondioksid (CO_2) spiller en avgjørende rolle i å regulere jordens klima. Som en drivhusgass fanger CO_2 varme i atmosfæren og hindrer den i å slippe ut i verdensrommet. Menneskelige aktiviteter, som forbrenning av fossile brensler og avskoging, har betydelig økt CO_2 -nivåene i atmosfæren, noe som fører til en forsterket drivhuseffekt og global oppvarming. Økningen i atmosfærisk CO_2 har resultert i høyere globale temperaturer, smeltende iskapper og glasiæle renner, stigende havnivå og hyppigere og mer alvorlige værhendelser. I tillegg bidrar et økt innhold av CO_2 i atmosfæren til økt nivå av CO_2 i havet, noe som igjen fører til havforsuring, som negativt påvirker marint liv og økosystemer.

Disse endringene påvirker allerede økosystemer og menneskelige samfunn, spesielt i kyst- og høyfjellsområder. Disse påvirkningene er ventet å intensivere med global oppvarming, og utgjør betydelig risikoer for biologisk mangfold, matsikkerhet og menneskelig levebrød. For å møte disse utfordringene kreves det akutt klimahandling for å redusere utslipp av klimagasser, beskytte og gjenopprette økosystemer, og forbedre styrings- og forvaltningspraksiser (IPCC 2019). Havet har absorbert omtrent 40 % av de menneskeskapte CO_2 -utslippene siden den industrielle revolusjonen (Gruber et al. 2019, Sabine & Tanhua 2010) og spiller dermed en nøkkelrolle i regulering av jordens klima (Miljødirektoratet 2019).

Gjennom en blanding av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser tar det marine karbonkretsløpet opp, transformerer og lagrer karbon (Figur 1). Uorganisk karbon (CO_2) tas opp av fotoautotrofe organismer og omdannes til organisk karbon, som plankton og marine vegetasjonstyper som tang, tare, ålegress og tidevannsseng og -sump – ofte kalt blå skog. Gjennom trofiske interaksjoner og biogeokjemiske prosesser kan karbonet remineraliseres og dermed overføres tilbake til uorganisk form. Mens noe karbon, såkalt refraktært karbon, generelt ikke er tilgjengelig for remineralisering, er det meste organiske karbonet labilt og kan dermed bli tilbakeført til anorganisk CO_2 (Smeaton & Austin 2022), som refereres til som det raske eller biologiske karbonkretsløpet. Det biologiske karbonkretsløpet bidrar ikke til langsiktig karbonlagring, i motsetning til det geologiske karbonkretsløpet hvor organisk karbon lagres i århundrer eller lengre og dermed anses som fjernet, og ikke bidrar til dynamikken i vårt klima.

I havet drives karbonlagring hovedsakelig gjennom den biologiske pumpen og karbonlagring i sedimenter. Den biologiske pumpen beskriver prosessen hvor CO_2 fra atmosfæren absorberes av marine organismer, som fytoplankton, og gjennom en rekke forskjellige prosesser eksporteres til betydelig dybde på havbunnen. Dette er ofte i form av partikulært organisk materiale (POM) som synker til havbunnen. Disse partiklene består av dødt organisk materiale – en blanding av døde organismer, fekale pellets og annet organisk materiale, som samlet kalles "marint snø" (Iversen 2023). I tillegg til biologisk fiksert karbon i havet, blir terrestrisk partikulært organisk karbon (POC) ført via elver ut i havet og deponeres over tid på havbunnen. Denne prosessen kan være av stor betydning i kystnære områder.



Figur 1: Oversikt over det karbonkretsløpet i havet (fra Miljødirektoratet 2019)

I de åpne vannmassene tas det meste av det organiske materialet opp av andre organismer eller føres bort av havstrømmer og bringes til overflaten igjen ved oppstrømning. Disse prosessene refereres generelt til som fluksdemping og er avgjørende å ta hensyn til ved bestemmelsen av mengden karbon som når havbunnen og potensiell langsiktig lagring i sedimentene. Havbunnssedimenter er et av planetens primære lagre for organisk karbon (OC) og havbunnen har derigjennom en betydelig funksjon for reguleringen av mengden CO_2 i havet og i atmosfæren (Atwood et al. 2020, 2024, Gruber et al. 2019). Globalt anslås det at havbunnen, også kalt marine sedimenter lagrer mellom 1500 og 2300 milliarder tonn karbon (Pg C) (Atwood et al. 2020, Hedges & Keil 1995).

Oksygenkonsentrasjonen på havbunnen påvirker nedbrytningshastigheten av organisk karbon (Hedges & Keil 1995) og er et kritisk aspekt i det globale karbonkretsløpet (Jørgensen et al. 2022). Oksygenkonsentrasjonen i sedimentet avtar vanligvis sterkt innenfor de første få centimeterne (Hiddink et al. 2023). I dypere sedimentlag, hvor det er mindre oksygen, kan karbon lagres over lang tid som en del av sedimentene. Karbonlagring i dype havsedimenter er en avgjørende komponent i det langsiktige globale karbonkretsløpet, som påvirker atmosfærisk CO_2 -nivå over tusenvis av år før det slippes ut i atmosfæren av for eksempel vulkaner eller kjemisk forvitring av bergarter (Cartapanis et al. 2018).

I oksygenrike miljøer bryter mikroorganismer raskt ned organisk materiale, og frigjør karbon som føres tilbake til vannkolonnen og atmosfæren. Derimot, i lavoksygen- eller under anoksiske forhold, er nedbrytningshastigheten langsommere, noe som gjør at mer organisk karbon kan bevares og langtidslagres i sedimentet (Anderson et al. 2019).

1.2 Organisk karbon på kontinentalsokkelen

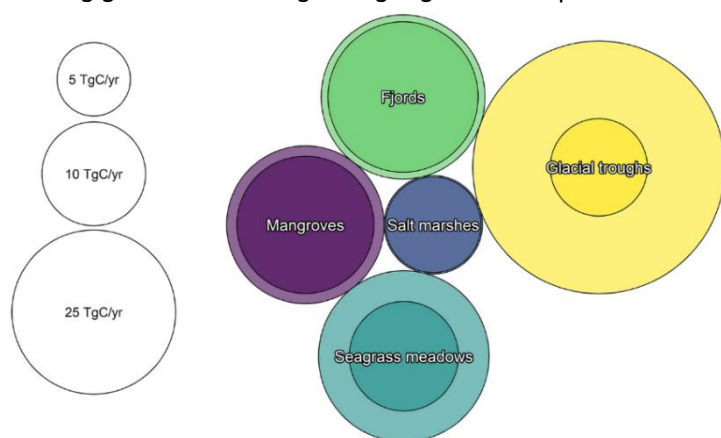
De fleste estimater antyder at kontinentalsokkelen er et nøkkelområde for lagring av karbon, og estimert til å stå for over 40 % av havets langtidslagring av karbon (Dunne et al. 2007, Muller-Karger et al. 2005). Langtidslagring av karbon er vanligvis definert som deponering av organisk karbon under dypet av aktiv nedbrytning (Keil 2015), og representerer altså karbon som er gått «ut» av det biologiske kretsløpet og «inn» i det geologiske. Mengden karbon som langtidslagres over tid (raten for langtidslagring) kan uttrykkes som produktet av sedimentakkumulering og mengden organisk karbon per masse i sedimentene, målt på det dypet hvor videre nedbrytning av organisk karbon ikke lenger forekommer (Middelburg 2019).

En rekke studier har estimert at den største andelen av det organiske karbonet som langtidslagres i havbunnen globalt, finnes på kontinentalsokkelen og i deltaiske sokkelsedimenter. Noen av de nyeste studier estimerer at så mye som 80-90% av alt organisk karbon lagret i marine sedimenter finnes på kontinentalsokkelen og da spesielt i havbunnen på grunnere enn 200 meters dybde (Hedges & Keil 1995, Burdige 2007). Her er raten av langtidslagringen av karbon estimert til 248 Tg C per år (tilsvarende 248 millioner tonn karbon per år, Burdige 2007). I England er det vist at lagringen på kontinentalsokkelen står for så mye som 93 % av det organiske karbonet i kystområder og marine habitater (Luisetti et al. 2019), noe som er 15 ganger mer enn i sjøgress- og myrområder.

de Haas et al. (2002) antyder at per i dag er rollen til kontinentalsokkelen som karbonlager overvurdert, og at karbonavsetning bare forekommer lokalt på sokkelområder med betydelig sedimentasjonsrate. Duarte et al. (2005) foreslo at betydningen av havbunnssedimenter uten vegetative naturtyper (dvs. der det ikke vokser tang, tare, ålegress eller tidevannsseng og -sump) for langtidslagring av karbon er mindre enn de med vegetative naturtyper, og at sistnevnte står for 47 % av langtidslagringen av marint organisk materiale til tross for at de kun dekker 2 % av havoverflaten.

I en nylig studie estimerte Diesing et al. (2024) at raten for langtidslagring av karbon i glasielle renner ("glacial troughs") på den norske kontinentalsokkelen tilsvarer 9–59 Tg C per år. Selv om en global ekstrapolering av disse resultatene bør tolkes med forsiktighet, antyder beregningene at den globale karbonakkumuleringen i glasielle renner er i samme størrelsesorden som blått karbon-habitater og fjorder (Figur 2).

Uavhengig av raten for langtidslagring av karbon per arealenhet, dekker kontinental-sokler og skråninger



betydelig større områder enn vegeterte kystøkosystemer. Dette innebærer at deres samlede karbonlagring sannsynligvis overstiger bidraget fra kystøkosystemene, til tross for lavere lagringsrater per areal (Graves et al. 2022). Den pågående vitenskapelige diskusjonen fremhever kunnskapshull og behovet for mer romlig eksplisitt kvantifisering av karbonlagringsrater og tilhørende usikkerheter.

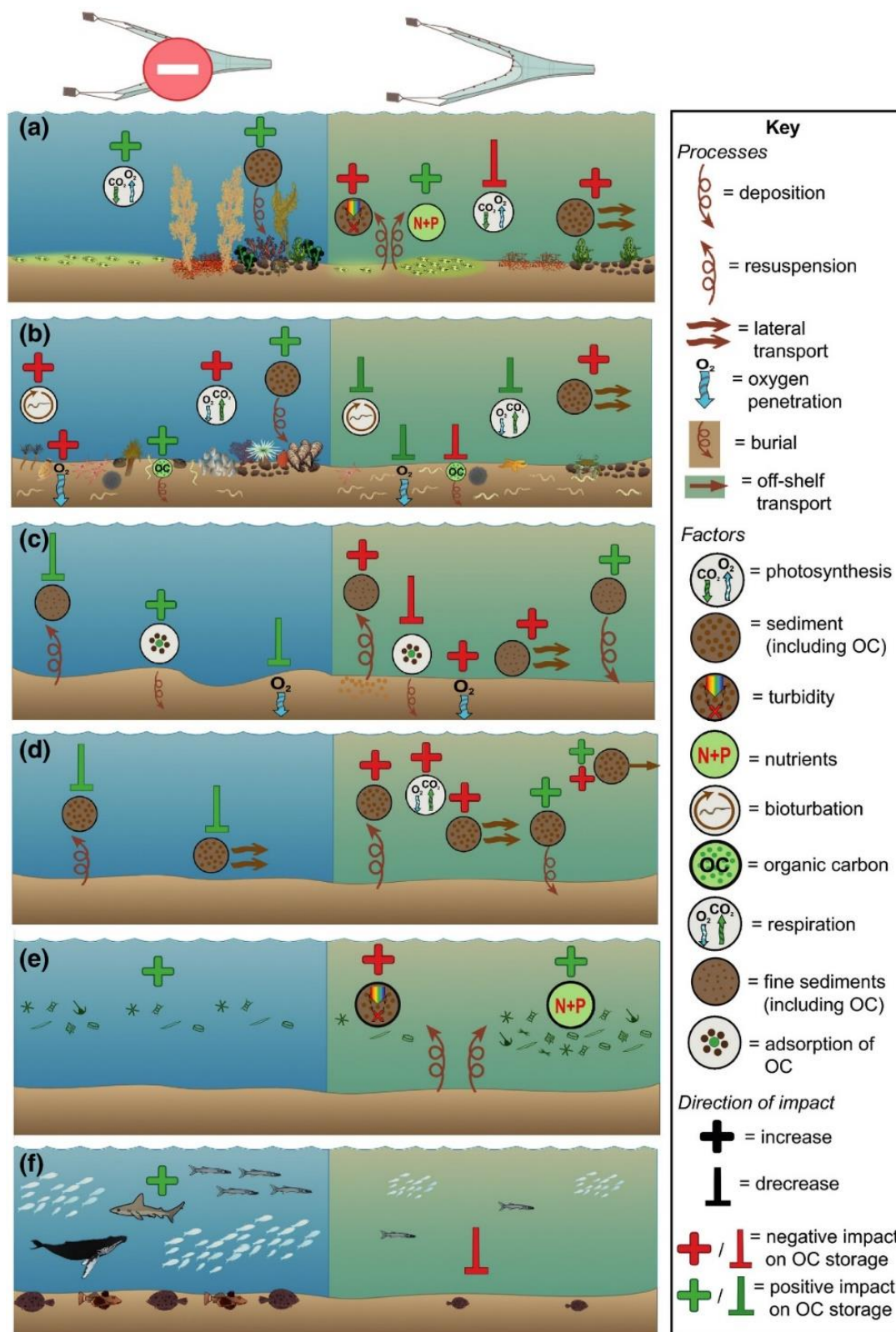
Figur 2: Globalt potensial for organisk karbonakkumulering fra forskjellige vegeterte kystøkosystemer (mangrover, sjøgressenger og tidevannsseng og -sump), fjorder og glasielle renner. Størrelsen på estimatene er indikert med forskjellige sirkelstørrelser (fra Diesing et al. 2024).

1.3 Bunntråling og snurrevadfiske og deres effekt på organisk karbon i havsedimenter

Mobilt bunnfiske, inkludert bunntrål og snurrevadfiske, omstrukturerer de øverste lagene av bentiske sedimenter og resuspenderer (virvler opp) store mengder sediment i vannsøylen. Denne prosessen eksponerer lagret organisk karbon for oksygenrikt vann, noe som kan intensiverer remineraliseringen av organisk karbon (Arndt et al. 2013). Dette fører til økte konsentrasjoner av uorganisk karbon i havet, noe som reduserer havvannets bufferkapasitet, bremser CO₂-opptaket fra atmosfæren og bidrar til havforsuring. På lengre sikt kan dette også øke utslippet av CO₂ fra havet (Sala et al. 2021, Atwood et al. 2024).

På samme måte påvirker mobilt bunnfiske, inkludert bunntrål og snurrevadfiske, sjøbunnens økosystemer betydelig. Disse inngrepene, som blant annet reduserer forekomsten av flora og fauna, kan også påvirke organisk karbonlagring i marine sedimenter (Epstein et al. 2022). Samtidig kan et tap av organisk karbon som følge av menneskelig aktivitet delvis kompenseres gjennom redusert bioturbasjon, lavere respirasjonshastigheter og økt primærproduksjon som følge av økt næringstilgjengelighet (Epstein et al. 2022). Effekten av mobile bunnfiskeredsaker på bentisk fauna og flora varierer avhengig av en rekke faktorer, inkludert fiskeriintensitet, dybde, frekvens, tidligere forstyrrelser, redskapstype, naturlige forstyrrelser, sedimenttype og bentisk samfunns sammensetning, noe som gjør påvirkningen svært stedsspesifikk.

Det komplekse samspillet mellom fysiske, biogeokjemiske og biologiske prosesser (Figur 3) gjør det vanskelig å kvantifisere effekten av bunnfiske og bidrar også til den høye usikkerheten knyttet til hvordan bunnfiske påvirker sedimentære karbonlagre og akkumuleringsrater.



Figur 3: Oversikt over ulike påvirkninger av bunnfiske på sedimentær organisk karbonlagring, fordelt på: (a) bunnalger, (b) bunnlevende infauna og epifauna, (c) sedimentegenskaper, (d) sedimentdynamikk, (e) pelagisk primærproduksjon og (f) virveldyr. Pluss-symboler indikerer faktorer eller prosesser som forventes å øke i respons på tilstedeværelse eller fravær av fiske, mens hemmende piler vises en forventet reduksjon. Fargen på pluss og hemmende symboler representerer om denne endringen er antatt å påvirke OC-lagring positivt (grønt) eller negativt (rødt). Figuren er hentet fra Epstein et al. (2022).

1.3.1. Bunntråling

Bunntråling innebærer å dra et stort nett langs havbunnen, som holdes nede av tunge vekter og slepes av en fiskebåt. Nettet har store åpninger for å tillate mindre, ikke-målrettede arter å slippe unna. Denne metoden skrapet havbunnen, fanger fisk, krepsdyr og andre bentiske organismer, og forstyrrer habitatet betydelig, resuspenderer store mengder sediment og frigjør lagret karbon i vannsøylen, noe som potensielt øker CO₂-utslippene. Bunntråling og mudring etter fisk og skalldyr er de mest utbredte kildene til forstyrrelser på havbunnen, med bare ca. 2–3 % av verdens havbunn er stengt for disse aktivitetene i dag (Marine Conservation Institute 2021).

Tråling har påvirket sedimenter og habitater i århundrer, og reguleringer har vært innført for å kontrollere aktiviteten siden dens begynnelse på 1200-tallet i det nordøstlige Atlanterhavet (De Groot 1984). På 1860-tallet førte bunntråling etter rødspette i Nordsjøen til merkbare nedganger i fiskebestandene, noe som igjen førte til økt fiskeinnsats (Thrustan et al. 2014). Fangst per enhet innsats (Catch per unit effort, CPUE) er et indirekte mål på bestanden av en art som fiskes. For den britiske fiskeflåten CPUE har gått ned over de siste 118 årene, samtidig som bunntrålingsintensiteten har økt betydelig gjennom det siste århundret (Thurstan et al. 2010). Dette indikerer at nedgangen i fiskebestander har blitt kompensert med økt tråleaktivitet, noe som igjen antyder at dagens karbonlagre ikke lenger er på sitt fulle naturlige potensial.

Opptil 4,9 millioner km² av havbunnen påvirkes årlig av bunntråling, tilsvarende rundt 9 % av den globale havbunnen. Disse områdene inneholder anslagsvis 360 Gt organisk karbon i den øverste meteren av sediment (Atwood et al. 2020), en mengde som anslås å utgjøre opptil 86 % av alt organisk karbon som årlig begraves i globale subtidale sedimenter (Atwood et al. 2020, Berner 1982). I norske farvann anslås bunntråling å påvirke et område på 1,62 millioner km² årlig, hvor sedimentene lagrer anslagsvis 67,8 Gt OC (Diesing et al. under vurdering).

Et globalt estimat antyder at mobile bunnfiskeriaktiviteter kan forårsake at mellom 0,16 og 0,4 Gt organisk karbon remineraliseres årlig fra havbunnens karbonlagre (Sala et al. 2021). Til sammenligning var det totale globale klimagassutslippet i 2023 på 53 Gt CO₂e, inkludert utslipp av karbondioksid, metan, lystgass og andre sporgasser (EPA 2024). Selv om det er bred enighet om at bunntråling kan frigjøre tidligere lagret organisk karbon, har de eksakte resultatene fra denne studien vært gjenstand for intens vitenskapelig debatt (se tekstboks 1). Et eksempel på denne diskusjonen er Hiddink et al. (2023) som argumenterer for at Sala et al. estimerer urealistisk høye verdier for årlig remineralisering fra havbunnens karbonlagre, ettersom deres beregninger forutsetter et scenario uten bunntråling som referansepunkt.

En gjennomgang av fagfellevurderte studier (Epstein et al. 2022) der endringer i sedimentkonsentrasjoner av organisk karbon ble målt i forhold til mobilt bunnfiske fant at på tvers av 49 individuelle undersøkelser viste 61 % ingen signifikant effekt, 29 % rapporterte lavere organisk karbon på grunn av fiskeaktiviteter, mens 10 % rapporterte høyere organisk karbon. Noe som viser at det er vanskelig å kvantifisere effekten av bunnfiske og er delvis årsaken til høy usikkerhet rundt effekten av bunnfiske. Atwood et al. (2024) estimerte at 55–60 % av karbondioksidet frigjort fra havbunnen av trålere vil nå atmosfæren innen ni år, noe som fører til frigjøring av 370 millioner tonn CO₂ per år til atmosfæren (Atwood et al. 2024).

1.3.2. Snurrevad (Danish seine)

Snurrevad er en annen fiskemetode som retter seg mot bunnlevende fisk. Tradisjonelt består utstyret av et langt nett med vinger og en sentral pose. Vingene strekkes utover og forankres til havbunnen. Nettet settes ut i et sirkulært eller halvsirkulært mønster rundt en fiskestim. Fartøyet trekker deretter sakte nettet tilbake, og driver fisken mot den sentrale posen hvor de fanges. Et "skjørt" er vanligvis festet langs bunnlinen, og matcher dens lengde. Dette skjørtet danner en "nettvegg" for å forhindre at snurrevaden treffer bunnen og blir skadet. Snurrevadfiske har ikke bare lavere karbonutslipp, men er også lettere og

mindre inngripende enn bunntråling. Det anses derfor generelt som mindre skadelig for havbunnen, noe som fører til mindre frigjøring av lagret karbon og mindre påvirkning på biogeokjemiske prosesser. Imidlertid brukes det i økende grad på en måte som ligner på bunntråling, noe som kan utfordre denne tradisjonelle antakelsen. Dessverre er det lite informasjon tilgjengelig om dette.

Snurrevad brukes til å fange både torsk, hyse, sei, flyndre og av og til grønlandskveite. Snurrevadfiske brukes også i økende grad til seifiske, noe som krever høyere hastighet og tyngre utstyr enn for torsk og hysefiske. Seifiske innebærer vanligvis tauing med omtrent 3 knop, sammenlignet med 0,7 knop for torskefiske.

I Norge foregår snurrevad i hovedsak i kystnære områder hvor høstingsbestemmelsene begrenser redskapens dimensjoner og brukes i økende grad i områder hvor bunntråling er forbudt eller ikke mulig på grunn av miljøbestemmelser eller ikke er gjennomførbart. I området innenfor 4 nautiske mil fra grunnlinjen er det forbudt å bruke snurrevad med en overline eller bunnline lengre enn 123 meter, en åpningsomkrets større enn 156 meter, eller mer enn 2000 meter tau. Det er forbudt å bruke snurrevad innenfor fjordlinjen, men det finnes noen unntak for fartøy under 11 meter (jf. § 32 i høstingsforskriften). Generelt er det færre studier på snurrevadfiske enn det er på bunntråling, spesielt når det gjelder forstyrrelsen av havbunnen og dens effekt på lagret organisk karbon.

Tekstboks 1. Den vitenskapelige debatten rundt effektene av bunntåling på sedimentforstyrrelser

Den pågående vitenskapelige debatten om effekten av bunntåling på karbonlagring i marine sedimenter ble utløst av en vitenskapelig artikkel av Sala et al. (2022), der de konkluderte med at en økning i marine verneområder (MPA) uten fiske ville totalt føre til økt sjømatfangst, større biologisk mangfold og et redusert karbonavtrykk. Artikkelen antydte også at bunntåling og snurrevadnett kunne frigjøre mellom 0,58 og 1,47 Pg CO₂ årlig gjennom økt mineralisering av organisk karbon – en mengde større enn utslippene fra global sivil luftfart. Modellen i Sala et al. (2022) var basert på en tidligere studie av Cabral et al. (2020) publisert i PNAS, som senere ble trukket tilbake (Brenbaum 2021). En tilbaketrekking av en artikkel er uvanlig, spesielt for et så høyt ansett tidsskrift, og den kom som en konsekvens av betydelig kritikk av deres modell, samt en interessekonflikt hos den ansvarlige redaktøren Dr. Jane Lubchenco. Lubchenco har tidligere samarbeidet tett med forfatterne og er svigerinne til en av medforfatterne, Dr. Steve Gaines.

Modellen inkluderte flere urealistiske antagelser, både at uvurderte fiskebestander er globalt sammenkoblet, noe som førte til betydelige overestimeringer og en overdreven beregning av det geografiske området med en faktor på sytten (Ovando et al. 2021). Videre ble det brukt feil estimater av fiskedødelighet for vurderte fiskerier, samt data fra en utdatert database som inkluderte en ikke-eksisterende fiskebestand.

Sala et al. (2022) korrigerer noen av de opprinnelige modellproblemene, men fortsatte å basere seg på antagelsen om at uvurderte fiskebestander er globalt sammenkoblet (Ovando et al. 2021). I et tilsvarende svar til kritikken fra Ovando et al. adresserte Sala et al. (2023) disse to punktene, men adresserte ikke spørsmålene relatert til karbonlagring som følge av deres modellantagelser.

Videre antar modellene i Sala et al. (2021) at fiskeriinnsatsen faktisk forsvinner innenfor MPA. Selv om dette ofte ikke er tilfelle i virkeligheten, er det en gyldig antagelse for å undersøke effektene av fiskeforbud. Viktigere er det at hvis fiskeri blir forbudt i et område, er det mer sannsynlig at fiskerne flytter seg til et nytt område enn å forsvinne helt (Hilborn og Kaiser 2022). I deres svar til Hilborn og Kaiser erkjenner de opprinnelige forfatterne at flytting av bunntålingsinnsats ville redusere potensielle fordeler, spesielt hvis det flyttes til områder med lite eller ingen tidligere tåling (Sala et al. 2022).

Et viktig spørsmål om karbonlagring ble påpekt av Hiddink et al. (2023) om at studien antok svært reaktivt karbon gjennom hele sedimentet. I virkeligheten, jo lenger ned i sedimentet, der karbonet har vært lagret lenger, er karbonet mer inert (stabilt) og har mye lavere reaktivitet. Å bruke den samme konstanten for svært reaktivt karbon for hele sedimentlaget resulterte derfor i mye høyere utslippsestimater enn hva som var realistisk.

Nylig undersøkte Atwood et al. (2024), som inkluderer Sala som seniorforfatter, effekten av potensiell overestimering av reaktiviteten til sedimentært karbon på atmosfæriske utslipp. Mens en reduksjon av reaktiviteten med én størrelsesorden ikke viste stor effekt, førte en reduksjon med to størrelsesordener til en betydelig reduksjon tilsvarende ~1 % av de globale utslippene fra arealbruksendringer (Friedlingstein et al. 2020).

Studien av Sala et al. 2022 har vært den første merkbare studien som kvantifiserte det potensielle utslippet av karbondioksid i havet fra tåling og satte søkelys på dette viktige teamet. Studien involverte mange kjente forskere på temaet, har blitt mye sitert og høyt ansett av interessenter, beslutningstakere og politikere, samtidig som den forblir heftig debattert i det vitenskapelige miljøet.

2 Effekt fra norske bunnfiskerier på karbonlagring og CO₂-utslipp

2.1 Mengde og varighet av karbon lagret i norske bentiske økosystemer

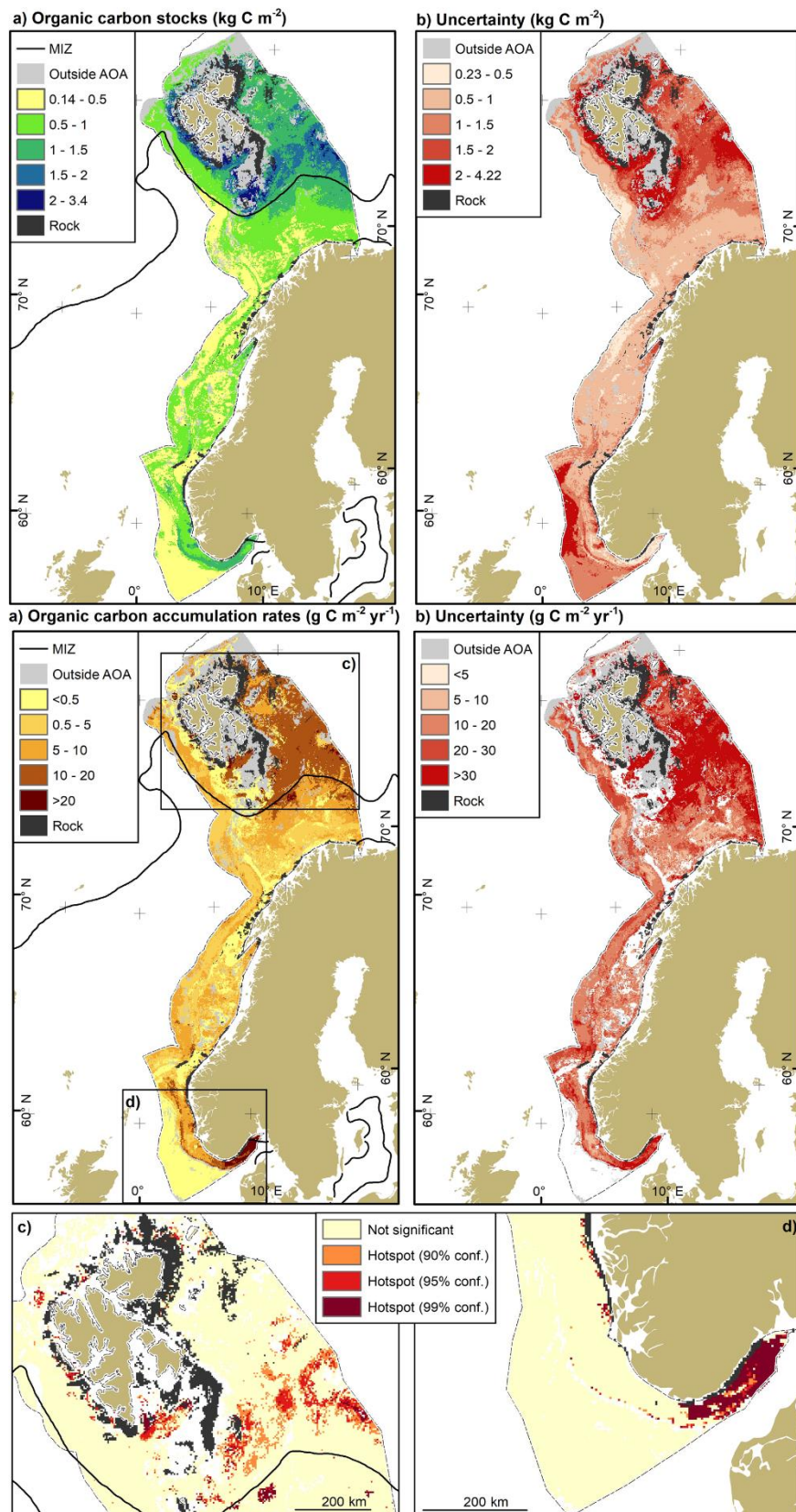
Bygget på tidligere studier (Diesing et al. 2021, 2023), introduserte Diesing et al. (2024) en maskinlæringsmodell for å estimere karbonlagre og akkumuleringsrater på den norske kontinentale marginen. Deres funn estimerer at de organiske karbonlagrene i de øverste 10 cm av norske havbunnssedimenter varierer fra 0,14 ($\pm 0,23$) til 3,40 ($\pm 4,22$) kg/m².

Områdene med lavest karbonlagring (<0,5 kg/m²) finner vi på Nordsjøsokkelen, sokkelbanker i Norskehavet, langs sokkelkanten, på nedre skråning og i deler av det sørlige Barentshavet. Derimot er de områdene med høyest karbonlagring (>2 kg/m²) konsentrert rundt Svalbard og i et bånd som strekker seg østover fra det sørlige Svalbard, nord for den marginale issonen (Figur 4). I de sesongmessig isdekte nordlige områdene kan den høye karbonlagring reflektere et svært variabelt primærproduksjonsregime, preget av effektiv vertikal eksport og mindre resirkulering sammenlignet med det sørlige Barentshavet. Dette mønsteret samsvarer med akkumuleringsrater av organisk karbon, som er dobbelt så høye i de isfrie sørlige områdene hvor primærproduktiviteten er høyere, mens vertikal transport av organisk materiale (organiske fluksrater) er lavere. I tillegg kan lateral transport indusert av sjøis øke avsetningen av terrestrisk organisk karbon i den marginale issonen.

U-daler og fordypninger som er utformet av glasiale renner, som de norske fjordene eller Norskerenna, viser høye akkumuleringsrater av karbon, og er dermed effektive karbonlagre. Kontrasten mellom disse undersjøiske fordypningene og deres omkringliggende områder er tydelig i forskjellen mellom Norskerenna og Nordsjøsokkelen. Dette mønsteret gjenspeiles også i statistisk modellering (Bockelmann et al. 2018) og nyere økosystemmodelleringsstudier for Nordsjøen (Porz et al. 2024, Zhang et al. 2024), hvor det totale innholdet av organisk karbon (TOC) er estimert til rundt 2 % i Norskerenna og betydelig lavere (ned til 0,2 %) i Nordsjøen. I Nordsjøen og Skagerrak er det estimert at 230,5 $\pm$ 134,5 TgC er lagret i de øverste 10 cm av sedimentet, hvor omtrent 26 % av dette er i Norskerenna (Diesing et al. 2021). Flere slike «hotspots» finnes i Barentshavet, hovedsakelig nord for den marginale issonen, selv om disse er mindre i størrelse, mindre sammenhengende og har lavere konfidensnivåer. Ingen signifikante hotspots finnes i Norskehavet.

Det er estimert at det er lagret 0,83 $\pm$ 0,47 kg/m² organisk karbon på den Norske kontinentalsokkelen, med noe variasjon mellom ulike geologiske formasjoner (Diesing et al. 2024). De høyeste lagrene av karbon finnes i fordypningene dannet av breerosjon (1,02 $\pm$ 0,41 kg/m²) og de laveste i dyphavet (0,55 $\pm$ 0,17 kg/m²), med signifikante forskjeller mellom disse områdene (Diesing et al. 2024). Det totale organiske karbonreservoaret på den Norske kontinentalsokkelen er estimert til 814 Tg C (90 % prediksjonsintervall: 1203 Tg C), hvor 320 Tg C (39 %) er lagret i de undersjøiske fordypningene (Diesing et al. 2024).

Årlig akkumuleringsrate av organisk karbon varierer fra 0,0 til 123,1 g C/m², med usikkerheter mellom 4,5 og 284,8 g C/m² (Diesing et al. 2024). Usikkerhetene har en tendens til å øke med høyere predikerte akkumuleringsrater. På Nordsjøsokkelen, sokkelkanten, sokkelbanker i Norskehavet og Spitsbergenbanken er akkumuleringsraten null (Diesing et al. 2024).



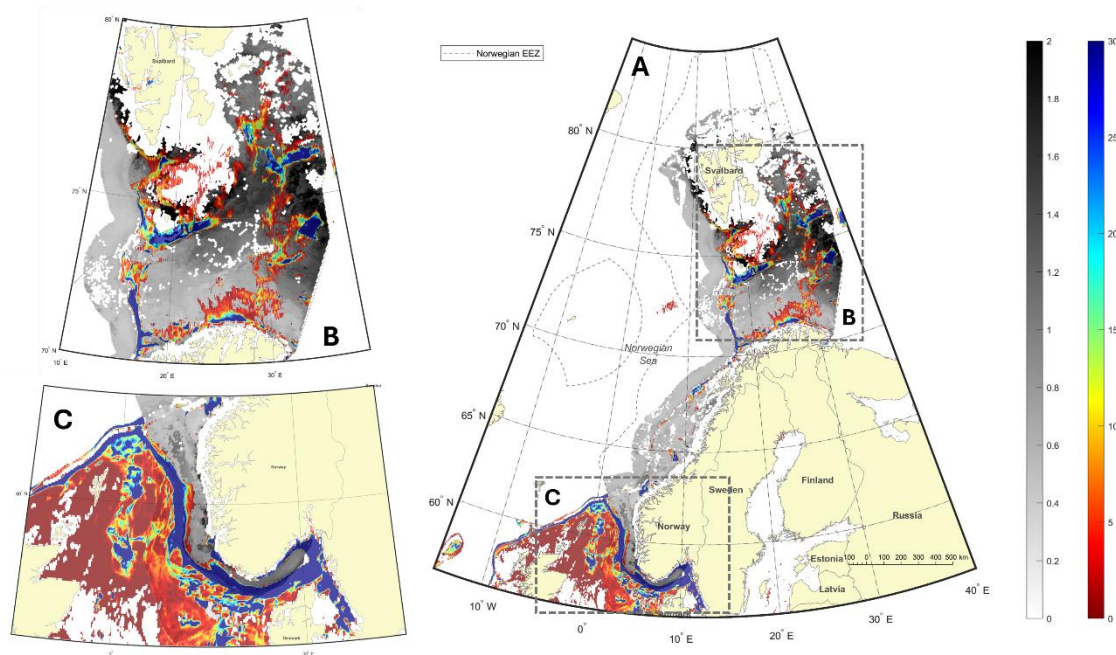
Figur 4: Organiske karbonlagre og akkumuleringsrater i marine sedimenter i Norge. (a) Estimert av organiske karbonlagre i sedimenter (kg C/m^2) og (b) tilhørende usikkerhet (kg C/m^2). (c) Estimert organisk karbonakkumuleringsrate ($\text{g C/m}^2/\text{år}$) og (d) tilhørende usikkerhet. (e) Statistisk signifikante hotspots for organisk karbonakkumulering i Barentshavet og (f) i Nordsjøen og Skagerrak. Figurene er hentet fra Diesing et al. 2024.

På samme måte som for lagring av karbon spiller geologiske formasjoner en betydelig rolle i variasjonen i akkumulering av organisk karbon, hvor de laveste årlige gjennomsnittsratene er observert på kontinentalskråningen ($3,88 \pm 2,69 \text{ g C/m}^2$) og grunne kontinentalsokler ($4,23 \pm 6,42 \text{ g C/m}^2$), mens de høyeste ratene finnes i de undersjøiske fordypningene ($9,29 \pm 6,89 \text{ g C/m}^2$) (Diesing et al. 2024). Middels gjennomsnittlige rater er observert på den dype kontinentalsokkelen ($5,48 \pm 5,03 \text{ g C/m}^2$) og i dyphavet ($5,26 \pm 2,18 \text{ g C/m}^2$). Det er observert signifikante forskjeller mellom de ulike landskapsformene, unntatt mellom den grunne sokkelen og dyphavet, den dype sokkelen og dyphavet, og kontinentalskråningen og den grunne sokkelen (Diesing et al. 2024). Nesten halvparten (48 %) av karbonakkumuleringen skjer i de undersjøiske fordypningene, på grunn av både deres høye akkumuleringsrater og de store områdene de dekker på den norske kontinentale marginen (346.520 km^2). Følgelig er de undersjøiske fordypningene, som Norskerenna, sentrale for organisk karbonakkumulering på den norske kontinentalmarginen.

Samlet sett lagrer de øverste 10 cm av sedimentet på den norske kontinentale marginen alene omtrent 814 millioner tonn organisk karbon og akkumulerer $6,0 \text{ Tg C/år}$ (med et øvre 90 % konfidensintervall på $18,7 \text{ Tg C/år}$). I form av CO_2 -ekvivalenter, lagrer disse sedimentene 22 Tg CO_2 -ekvivalenter per år, som utgjør ca. 45 % av Norges klimagassutslipp på $48,9 \text{ Tg CO}_2$ -ekvivalenter i 2022 (Diesing et al. 2024).

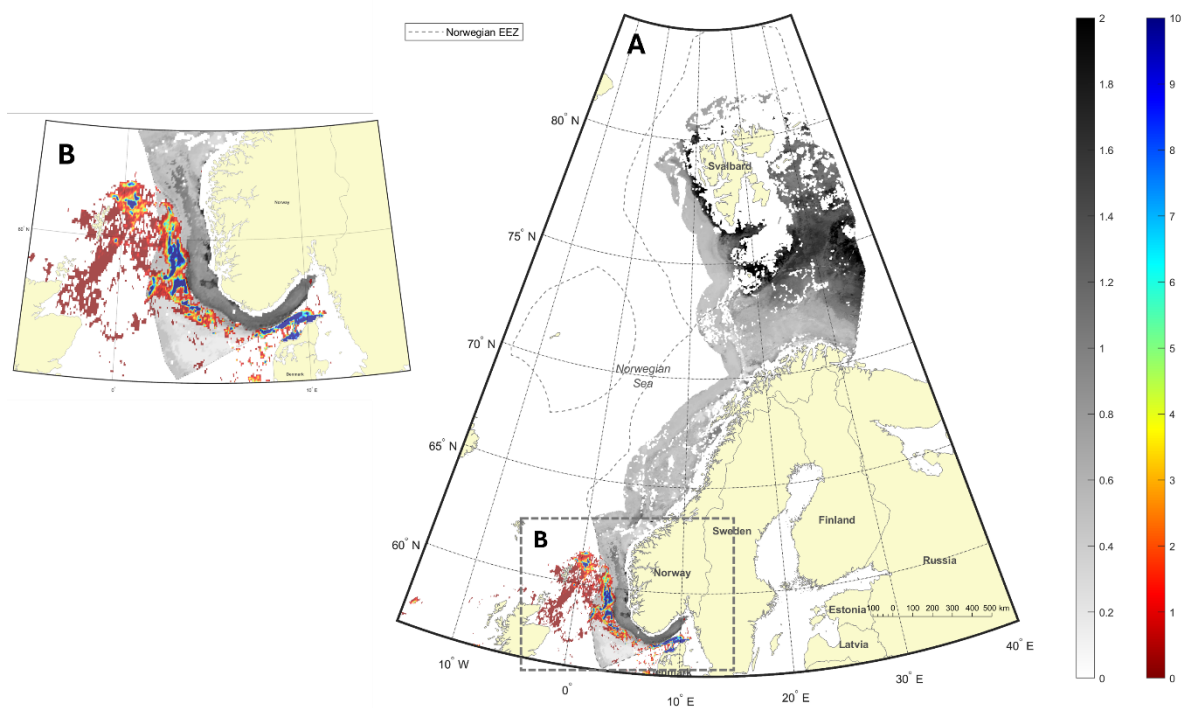
2.2 Effekt av bunntåling og snurrevad på karbonlagring

Fiskeinnsatsen for bunntål og snurrevad varierer betydelig over norske farvann. Den mest intensive bunntålingen i norske farvann forekommer i flere nøkkelområder (Figur 5). Skagerrak opplever høyt fiskepress og er en av hotspotene for bunntåling. Langs den sørlige kanten av Norskerenna i den nordlige Nordsjøen observeres også betydelig tråleaktivitet. I tillegg er spesifikke banker i Barentshavet sterkt trålet.

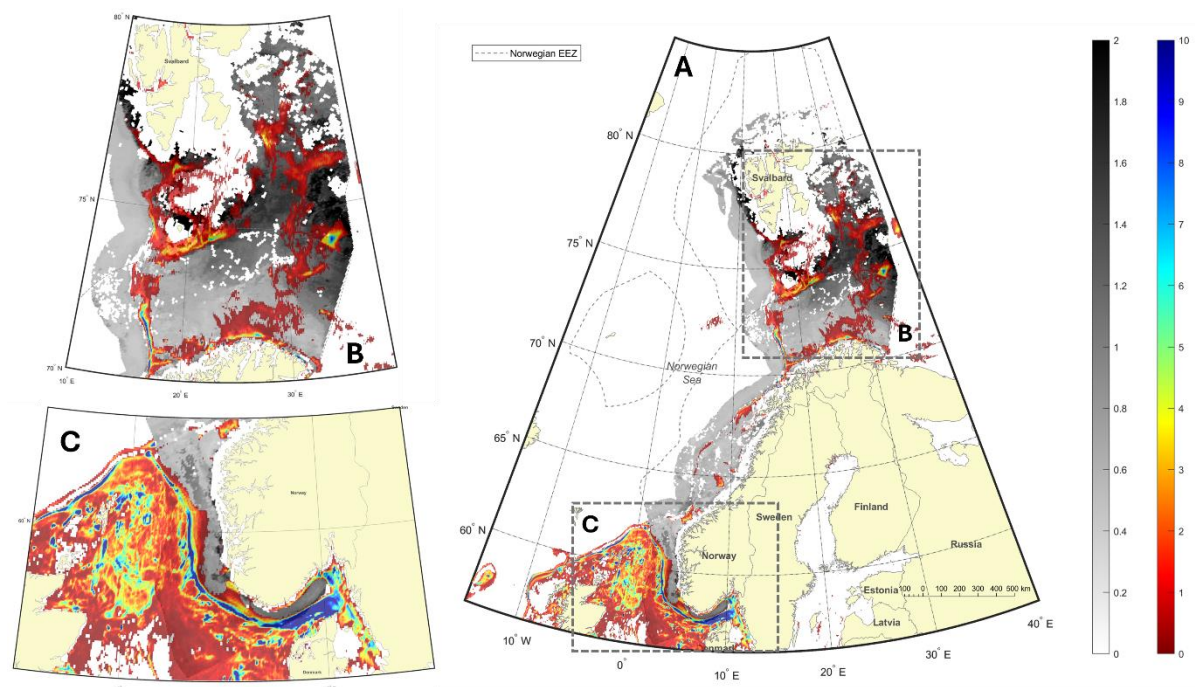


Figur 5: Kart som viser OC-innhold (kg OC per m²) i de øvre 10 cm av sedimentet (gråtoner) og fiskeriinnsats i gjennomsnittlig årlig bunntålfiskeinnsats (mW fisketimer). Fiskeinnsatsdata vises kun for fartøy >12 m med fartøyovervåkingssystemer (VMS). (A) oversiktskart, (B) fokusert kart over Barentshavet (C) sørlige norske farvann. Data av OC-innhold fra Diesing et al. 2024. Data av bunntålfiskeinnsats fra ICES database.

I norske farvann finnes snurrevadfiske hovedsakelig i Nordsjøen (Figur 6), spesielt langs vestkysten av Norge, hvor de tradisjonelt retter seg mot bunnfiskarter som hyse, torsk og sei. Betydelig snurrevadfiskeaktivitet forekommer også i Skagerrak-regionen, med fokus på arter som flyndre. I tillegg opererer snurrevadfiske langs den sørlige kanten av Norskerenna i relativt flate områder som er egnet for denne typen redskap. Det er viktig å merke seg at dataene fra ICES-databasen kanskje ikke reflekterer det fulle omfanget av fiskeriene, og spesielt områder nær kysten kan være underrepresentert.



Figur 6: Kart over OC-innhold (kg OC per m^2) i de øvre 10 cm av sedimentet (gråtoner) og fiskeriinnsats i gjennomsnittlig årlig snurrevadfiskeinnsats (mW fisketimer). Fiskeinnsatsdata vises kun for fartøy >12 m med fartøyovervåkingssystemer (VMS). (A) oversiktskart, (B) fokusert kart over Barentshavet (C) sørlige norske farvann. Data av OC-innhold fra Diesing et al. 2024. Data av bunntålfiskeinnsats fra ICES database.



Figur 7: Kart over OC-innhold (kg OC per m^2) i de øvre 10 cm av sedimentet (gråtoner) og fiskeriinnsats i Swept Area Ratio (SAR, y-1) (farget) for norske farvann. (A) oversiktskart, (B) fokusert kart over Barentshavet (C) sørlige norske farvann. Data fra Diesing et al. (2024) for OC-innhold og ICES-database for SAR. Data av OC-innhold fra Diesing et al. 2024. Data av bunntålfiskeinnsats fra ICES database.

Påvirkningen av bunntåling på OC-lagrene varierer geografisk, hvor noen områder opplever høyt OC-tap mens andre viser seg motstandsdyktig på grunn av faktorer som sedimentsammensetning og trålingsintensitet (Diesing et al. under vurdering). Store deler av kontinentalsokkelen og skråningen i norske farvann er utsatt for bunntåling som varierer mellom ingen til 12,2 per år i overflatelaget, med en gjennomsnittlig årlig SAR på 0,08 (Figur 7). SAR (Swept Area Ratio) er et mål som brukes til å kvantifisere fiskeriinnsatsen ved bunntåling. Det representerer andelen av havbunnsområdet som blir feid av fiskeredskap, som tråler, innenfor en spesifikk tidsperiode, vanligvis ett år. Enheten for SAR uttrykkes vanligvis som per år. Den totale trålingsintensiteten i norske farvann er betydelig, spesielt i tråle-hotspots funnet i Skagerrak, nordlige Nordsjøen langs den sørlige kanten av Norskerenna samt på bankene i Barentshavet og Norskehavet (Eigaard et al. 2017, Porz et al. 2024, Diesing et al. under vurdering). Imidlertid i andre deler av Barentshavet, samt Norskehavet og Norskerenna, er det lav til ingen fiskepåvirkning (Figur 7).

Bunntåling viser seg å forstyrre sedimentlagene betydelig, noe som fører til resuspensjon og potensielt tap av organisk karbon (OC). Denne forstyrrelsen kan resultere i remineralisering av OC, som konverterer det tilbake til CO₂ og andre komponenter, og dermed reduserer netto opptak av CO₂ fra atmosfæren.

Ifølge manuskriptet til Diesing et al. (under vurdering) er omtrent 207 teragram (Tg) organisk karbon lagret i overflatesedimentene på den norske kontinentalskråningen. I områder påvirket av mobilt bunnfiske er det en årlig kumulativ forstyrrelse på 20,7 Tg organisk karbon. Områder som ikke er fisket, som dekker 765 600 km², inneholder 139,2 Tg organisk karbon i overflatelaget og mellom 1,8 og 29,6 Tg organisk karbon som er sårbart for mobilt bunnfiske. Mesteparten av det sårbare organiske karbonet er lokalisert i Barentshavet, spesielt utenfor kysten av Svalbard-arkipelet og nær Spitsbergen og Central Banks, samt Skagerrak. Hotspots for sårbart organisk karbon har imidlertid blitt foreslått å forekomme utelukkende i Barentshavet med et område som varierer fra 60 160 km² til 91 760 km² avhengig av fiskescenariet. Det anslås at den årlige kumulative forstyrrelsen av organisk karbon i overflatelaget i norske farvann er estimert til rundt 22,4 Tg. Denne forstyrrelsen varierte geografisk mellom 0 kg/m² i områder uten fiskeforstyrrelse til 4,76 kg/m² i områder med høy fiskepåvirkning. Påvirkningen av bunnfiske er anslått å redusere organisk karboninnhold med 21,7 % sammenlignet med ikke-fiskede kontrollområder eller forhold før fiske, mens påvirkningen på tørr bulk tetthet (massetetthet i jord) ikke var signifikant, og viste både økninger og reduksjoner. Imidlertid var påvirkningen på organisk karbontetthet statistisk signifikant, med en reduksjon på 11,5 %.

Modelleringsstudier med fokus på Nordsjøen simulerte at trålsценарier inneholdt 552,2 ± 192,4 kilotonn mindre organisk karbon og 13,6 ± 2,6 % mindre biomasse av makrobenthos sammenlignet med simuleringer uten tråling. Tapet av organisk karbon tilsvarer et utslipp til vannmassene på 2,0 ± 0,7 megatonn CO₂ per år (Porz et al. 2024). Zhang et al. (2024) estimerte at intensiv bunntåling i Nordsjøen fører til remineralisering av omtrent 0,02–0,05 gigatonn (Gt) organisk karbon årlig og en sedimentresuspensjon på rundt 1,5 Gt sediment hvert år.

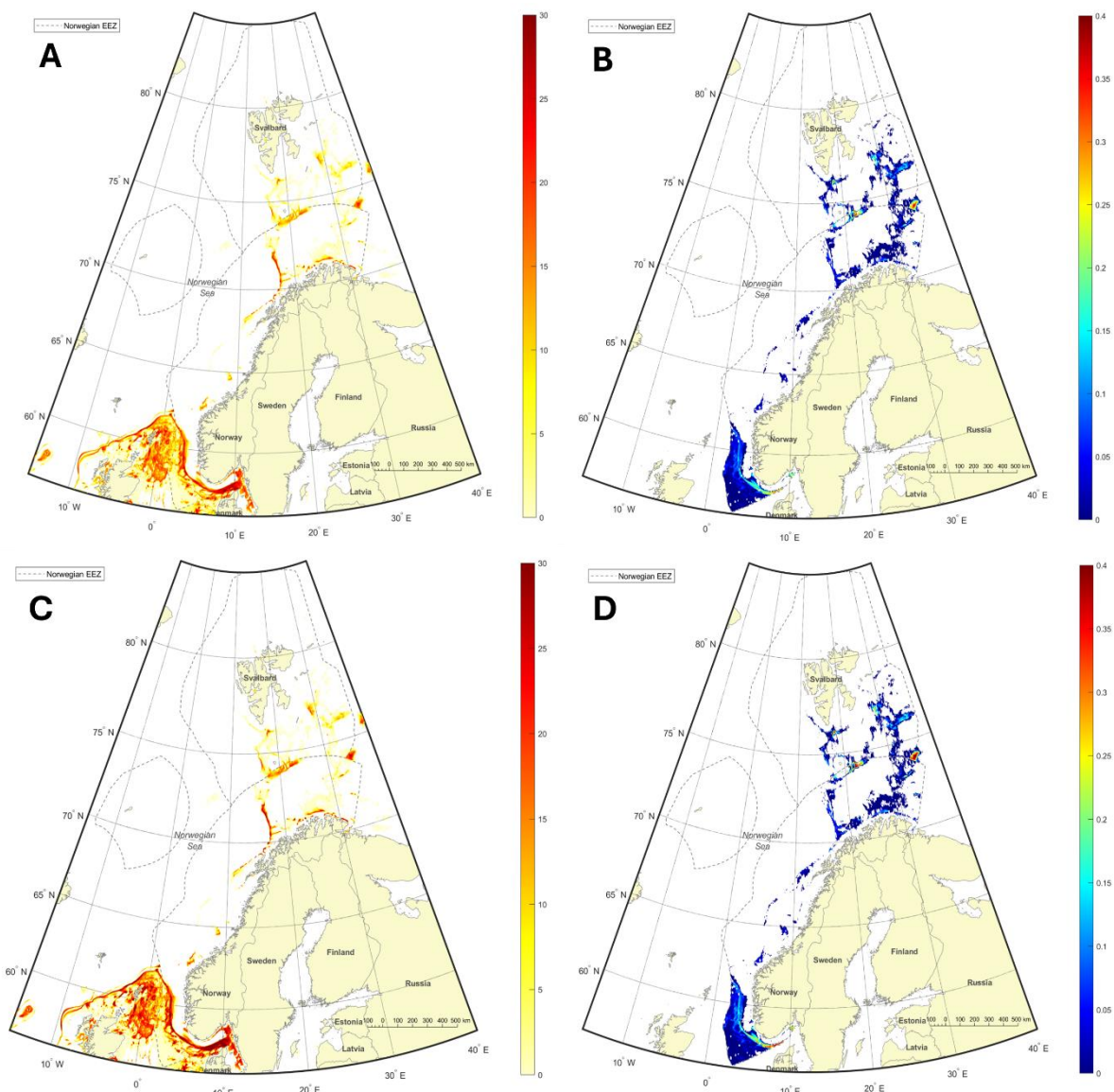
Områder med høy trålingsintensitet viste en betydelig reduksjon i forholdet mellom organisk karbon og leire ($r = 0,66$, $p < 0,001$). Nedgangen i OC/leire-forholdet antas å skyldes en større relativ reduksjon i OC-innhold enn i leireinnhold, forårsaket av tråling. Dette er spesielt tydelig i intensivt trålte områder, hvor både leire- og OC-innholdet er redusert.

Mens både sandinnhold ($r = 0,12$, $p < 0,001$) og leireinnhold ($r = 0,23$, $p < 0,001$) viste en svak korrelasjon med organisk karbon i overflatesedimenter, viser ofte trålte leireområder den største reduksjonen i OC med 10–25 % sammenlignet med ikke-trålte scenarier, mens ofte trålte sandområder viser en reduksjon på 5–10 %. Utrålte og svakt trålte områder viser en liten økning i OC (≤ 10 %). Etter 10 år ser en at områder

med et “sweep area ratio” (SAR) < 1 per år både kan ha karbonøkning (48 %) og karbonreduksjon (52 %). I områder med SAR > 1 per år ser en et økende tap av OC med økende SAR verdier.

Modellen til Zhang et al. (2024) inkluderer ulike biologiske prosesser. Selv om det bør bemerkes at modellering av disse prosessene kommer med betydelig usikkerhet, antyder studien at intens tråling fører til resuspensjon og redistribusjon av sedimenter, noe som igjen påvirker innholdet av organisk karbon. Ved å sammenligne fiske- og ikke-fiskescenarier anslår de at tråling reduserte den årlige OC-deponeringen fra 119 til 54 MgC/km² og total bentisk remineralisering fra tråle-indusert resuspensjon og blanding økte fra 11 Mg/km² til 110 Mg/km². Imidlertid er remineralisering fra bioturbasjon på 22 Mg/km² (tråling) mot 28 Mg/km² (ikke-tråling) og respirasjon fra bentiske makroorganismer (makrobentos) på 11 Mg/km² (tråling) mot 14 Mg/km² (ikke-tråling) lavere for trålescenarier, på grunn av redusert mengde makrobentos. En relatert studie fant at tråling reduserer makrobentos biomasse med 13,6 % (Porz et al. 2024). Bioturbasjon-indusert nedadgående transport av OC er også betydelig redusert i trålescenariet (43 Mg/km²) sammenlignet med ikke-trålescenariet (57 Mg/km²). Sammen driver disse dynamikkene lavere netto akkumulering av OC i havbunnsedimenter, som er 0,4 Mg/km² under tråling sammenlignet med ikke-trålescenariet (1,5 Mg/km²). Studien antyder videre at effektene av tråling på OC-innhold ikke endrer seg vesentlig etter lange perioder, siden vedvarende trålepåvirkning over lang tid (50 år) viste et lignende mønster som resultatet etter 10 år.

Ved å bruke forholdene funnet av Zhang et al. (2024) for ikke-trålescenarier over 10 år og 50 år, og kombinere dem med estimer av organisk karboninnhold for norske farvann fra Diesing et al. (2024) og fiskeridata rapportert til ICES-databasen, er det mulig å gi en indikasjon på effekten av et trålestopp (Figur 8). Disse estimatene innebærer betydelige antakelser og bør ses på som foreløpige. Det bør også bemerkes at tilgjengelige data gir et ufullstendig bilde med mange av områdene (i hvitt) som mangler data. Likevel antyder analysen at et trålestopp kan ha en betydelig innvirkning på lagring av organisk karbon i sedimenter. Økt karboninnhold er høyest i den sørlige delen langs Norskerenna, hvor fiskepresset er høyest, samt utvalgte hotspots i Barentshavet. Her finnes økninger på opptil nesten 30% (Figur 8a,c) hvor fiskepresset er høyest (Figur 7). Dette tilsvarer en økning på opptil 0,4 kg OC per m² i Skagerrak samt hotspots i Barentshavet (Figur 8b,d) i områder med høyt karboninnhold. For en mer detaljert beskrivelse av metoden, se kapittel 8.1. I likhet med studien av Zhang et al. (2024) er forskjellen i karboninnhold mellom 10-års og 50-års ikke-trålescenario, både i prosent og absolutte verdier, ikke vesentlig.



Figur 8: Kart som viser den estimerte effekten av et trålestopp på organisk karboninnhold. (A) Prosentvis økning i karboninnhold etter 10 år uten fiske (B) Økning i karbon (kg OC per m²) etter 10 år uten fiske (C) Prosentvis økning i karboninnhold etter 50 år uten fiske (D) Økning i karbon (kg OC per m²) etter 50 år uten fiske. Områder i hvitt skyldes mangel på tilgjengelige data. Basert på data fra Diesing et al. (2024) for OC-innhold og ICES-database for SAR ved bruk av korrelasjoner fra Zhang et al. (2024). For mer informasjon om metoden, se kapittel 8.

2.3 Effekter av bunnfiske på alkalinitet i havet

Havforsuring refererer til prosessen der havet blir mer surt på grunn av økende nivåer av karbondioksid (CO₂). Når CO₂ absorberes av sjøvann, reagerer det og danner karbonsyre, noe som senker pH-verdien i vannet og reduserer tilgjengeligheten av karbonat-ioner. Økte CO₂-nivåer i havene er vanligvis knyttet til økte CO₂-nivåer i atmosfæren. Ettersom resuspendert organisk karbon fra tråleaktiviteter også kan omdannes til CO₂, bidrar dette også til havforsuring.

Basert på modellen til Sala et al. (2021), fant Atwood et al. (2024) at 55-60 % av trålingsinduserte CO₂-utslipp frigjøres til atmosfæren, mens de resterende (40-45 %) løses opp i sjøvann, og dermed bidrar til havforsuring. Mellom 1996 og 2000 utgjorde dette globalt ~1,82-1,90 Pg oppløst uorganisk karbon (Dissolved Inorganic Carbon, DIC), noe som globalt reduserte pH med 3-5 × 10⁻⁴ innen 2020.

Sammenlignet med havforsuring forårsaket av fossilt brensel, er disse verdiene ikke signifikante på global skala. Effekten er imidlertid ikke jevnt fordelt, med lokale og regionale semi-lukkede områder med høyere trålingsintensitet som er mer påvirket. Mens den største endringen er simulert for Øst- og Sør-Kinahavet (pH fra -0,034 til -0,050), observeres en lignende trend i Skagerrak og i mindre grad i Nordsjøen. Selv om man bør vise forsiktighet ved tolkning av disse i kystområdene, på grunn av modellens grove oppløsning, er verdiene på samme nivå som de som er estimert fra forbruk av fossilt brensel (pH fra -0,02 til -0,034).

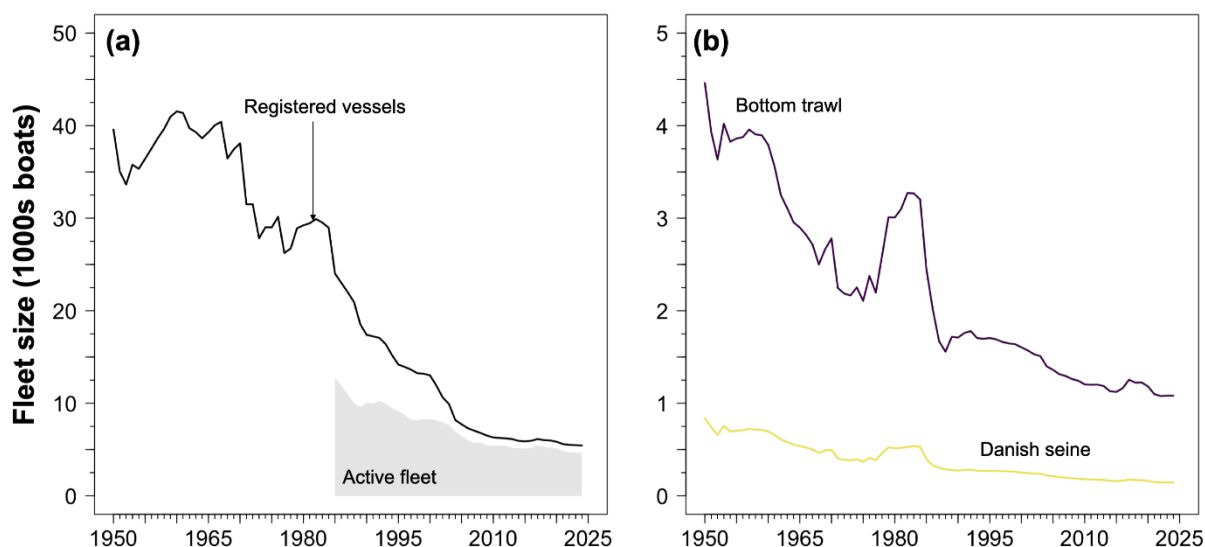
Havforsuring påvirker også marine dyr, inkludert vingesnegler, koraller, bløtdyr, foraminiferer og noen bentiske virvelløse dyr og deres evne til å produsere kalkholdige (kalsiumkarbonat) strukturer (f.eks. skall på snegler og muslinger). Havforsuring fører videre til fysiologisk stress, inkludert syre-base-ubalanse og redusert kapasitet til oksygentransport. Disse endringene kan forstyrre næringsvevdynamikk og andre økosystemprosesser, noe som potensielt kan føre til omfattende endringer i marine økosystemer (Fabry et al. 2008).

Med svekkede strukturer blir koraller mer utsatt for erosjon og skade, og sammen med fysiologisk stress har koraller vist nedsatt vekst og reproduksjon som respons på havforsuring, noe som fører til nedgang i korallrevøkosystemer, som er viktige habitater for mange marine arter. For eksempel er det observert at kamskjell har begrenset evne til å tilpasse sine fysiologiske prosesser for å takle økende CO₂-nivåer, noe som igjen fører til betydelig reduksjon i fôringsrater (Pousse et al. 2023).

2.4 Den norske fiskeflåten: fiskeriinnsats og CO₂-utslipp

2.2.1. Størrelse på den norske fiskeflåten

Den norske fiskeflåten har gjennomgått betydelige endringer over tid. Mellom 1960 og 2024 har flåtens størrelse blitt kraftig redusert, og var 7,6 ganger større i 1960 enn i 2024 (5 441 fartøy) (Figur 9a). Selv om nedgangen har avtatt siden årtusenskiftet (gjennomsnittlig reduksjon: $-3\% \pm 2\%$ per år), har andelen aktive fartøy i flåten økt gjennom hele perioden med tilgjengelige data (1985-2024). Siden 2004 har denne andelen stabilisert seg på 86 % ($\pm 1\%$) i gjennomsnitt. Disse endringene indikerer en forbedring i flåtens økonomiske effektivitet.



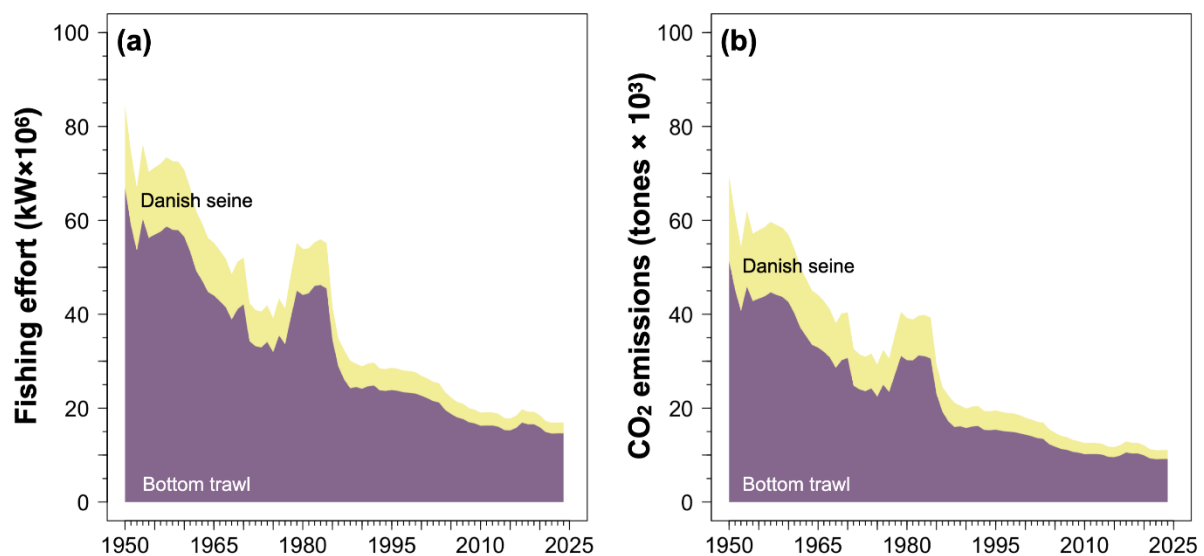
Figur 9: Innenlandsk flåtestørrelse og utvalgte fiskerier innenfor Norges økonomiske eksklusive sone (EEZ) vist som a) det totale antall og aktive fartøyer i flåtene, og b) fartøyene inkludert i de rekonstruerte fiskeriene av interesse.

Hvis man ser nærmere på størrelsen på metierene (fiskerigrupper) ser man at norske fartøy registrert som bunntrål og snurrevad følger samme trend (Figur 9b). Totalt sett synker antallet fartøy for begge metierene over tid (om enn i ulikt tempo). Begge tidsseriene viser imidlertid en brå endring i 1976. Antall fartøy øker mellom 1976 og 1983, etterfulgt av en kraftig nedgang frem til 1985, og deretter en langsommere reduksjon i antall som gradvis avtar over tid. Denne trenden følges ikke av andre norske metier (f.eks. har antall pelagiske trålfartøy variert flere ganger i løpet av den samme perioden, men har stabilisert seg noe etter 1979).

En nærmere titt på fiskeriene avslører to typer trender (Figur 9b). For bunntrål, reketrål og snurrevad reduseres flåtens størrelse over tid (om enn i forskjellige rater) bortsett fra perioden mellom 1976 og 1985. I løpet av det tiåret er det en betydelig endring i skråningen av kurven, med fartøy som raskt øker frem til 1983 og deretter brått avtar. Fartøyreduksjoner per fiskeri følger deretter en mildere skråning av kurven. Pelagiske trålere følger imidlertid en annen trend med alternative sykluser, med antall fartøy som avtar mellom (i) 1950-1968, (ii) 1980-1993, og (iii) 2001-2008, og øker mellom (i) 1969-1979, (ii) 1993-2000, og (iii) 2009-2024. Flåtens størrelse når det gjelder pelagiske trålere har holdt seg relativt stabil etter 1979.

2.2.2. Fiskeriinnsats og CO₂-utslipp

Fiskeriinnsats er kanskje den sterkeste prediktoren for CO₂-utslipp fra fiskefartøy (Greer et al. 2019). Det er derfor ikke overraskende at begge tidsseriene viser lignende trend (Figur 10). Samlet sett har disse metierene opplevd en 75 % økning i fiskeinnsats når man sammenligner det første og siste tiåret med tilgjengelige data. I de senere år (2020-2024) har bunntrål og snurrevad vist gjennomsnittlige innsatsrater på henholdsvis $14,9 \pm 0,5$ millioner kW/år og $2,4 \pm 0,1$ millioner kW/år (Figur 10a).



Figur 10: Fiskeriinnsats (a) og CO₂-utslipp (b) fra metierene inkludert i denne studien. Lilla farge viser omfang av bunntrål mens gul farge viser snurrevadfiske.

Gitt at drivstoffeffektiviteten også har forbedret seg over tid (Greer et al. 2019), er det ikke overraskende at de totale CO₂-utslippene fra drivstoff har hatt en betydelig nedgang (Figur 9). I løpet av de siste 5 årene av denne tidsserien ser vi at fartøyene brukt til bunntråling i gjennomsnitt har sluppet ut $9,3 \pm 0,3$ kt CO₂/år, mens fartøyene brukt til snurrevad har sluppet ut omtrent 20 % av dette med en gjennomsnittlig rate på $2,0 \pm 0,9$ kt CO₂/år (Figur 10b). Disse verdiene er kun utledet fra energibruk (dvs. drivstofforbruk). Dermed tar de ikke hensyn til utslippene som følger av bruken av deres respektive redskaper på økosystemet (f.eks. utslipp av sedimentært karbon; Atwood et al. 2024). Basert på tidligere vurderinger utgjorde dessuten disse to metierene til sammen 12 % av CO₂-utslippene fra drivstofforbruket til hele den norske fiskeflåten (Greer et al. 2019, Pauly et al. 2025). Forutsatt at forholdet holder, ville flåten i gjennomsnitt ha sluppet ut $94,2 \pm 3,3$ kt CO₂ per år mellom 2020-2024.

2.2.3. Forholdsindikatorer etter metier

Kanskje et mer relevant tema når det gjelder formålet med dette arbeidet, er å se på forholdsindikatorerne etter metier gjennom det 21. århundre. Disse stammer fra de tidligere estimerte CO₂-utslippene og hvordan de forholder seg til fangst og inntekter. Norge har konsekvent vært en nøkkelaktør innen globalt fiskeri og akvakultur i flere tiår. I 2022 var Norge den 9. største fiskerinasjonen når det gjelder fangst, og utgjorde 3 % av den globale marine fangstproduksjonen (FAO 2024). Hvis man deler det opp etter fiskemetode, står fangst fra trålere (dvs. bunn- og pelagisk trål) og snurrevad samlet for 42 % av Norges årlige fangst (og 36 % av verdien av fangsten) mellom 2000 og 2024. Når pelagisk trål er ekskludert fra beregningen, slik at vi står igjen med redskapene som er i kontakt med bunnen, reduseres bidraget til 18 % av norsk fangst og 29 % av verdien av fangsten i samme periode.

Begge metierene av interesse har opplevd en økning i sin fangst og verdien av fangsten over tid (Figur 10a). Etter hvert som fiskeinnsatsen avtok, utvidet disse inntektsøkningene også deres fortjenestemarginer. Dette problemet ble ytterligere forsterket av økte sjømatpriser, som økte mye raskere enn den innenlandske forsyningen. For eksempel, når man sammenligner periodene 2000-2004 og 2020-2024, økt fangst for bunntrål med 45 %, mens verdien av fangst økte med 209 %. Tilfellet for snurrevad var enda mer betydelig, da fangsten økte med 200 % og verdien av fangsten med 493 %.

Det er viktig å fremheve at begge metierene ikke bare reduserer sine karbonutslipp fra drivstoff over tid (Figur 11c), men blir også mindre utslippsintensive (dvs. at mengden karbon som slippes ut fra drivstoff i forbindelse med fangst har sunket for å fange en gitt mengde fisk; Figur 11d). Denne reduserte utslippsintensiteten var mye sterkere for snurrevad (81 % reduksjon) sammenlignet med bunntrål (52 % reduksjon). Til tross for store forskjeller mellom metierene (f.eks. antall fartøy, fiskeinnsats, fangst og totale CO₂-utslipp), deler begge metierene lignende årlige gjennomsnittlige utslippsintensiteter (snurrevad: $0,013 \pm 0,002$ t CO₂/t fangst; bunntrål: $0,014 \pm 0,002$ t CO₂/t fangst) i løpet av de siste 5 årene. Disse verdiene er på linje med den samlede ytelsen til hele den norske fiskeflåten. Utslippsintensiteten var i gjennomsnitt $0,027 \pm 0,001$ t CO₂/t fangst i samme periode. Dette tyder på at andre metier i flåten er mye mer utslippsintensive (dvs. tar kun i betraktning utslipp fra drivstofforbruk). Dette er et forskningsområde som krever ytterligere oppmerksomhet.

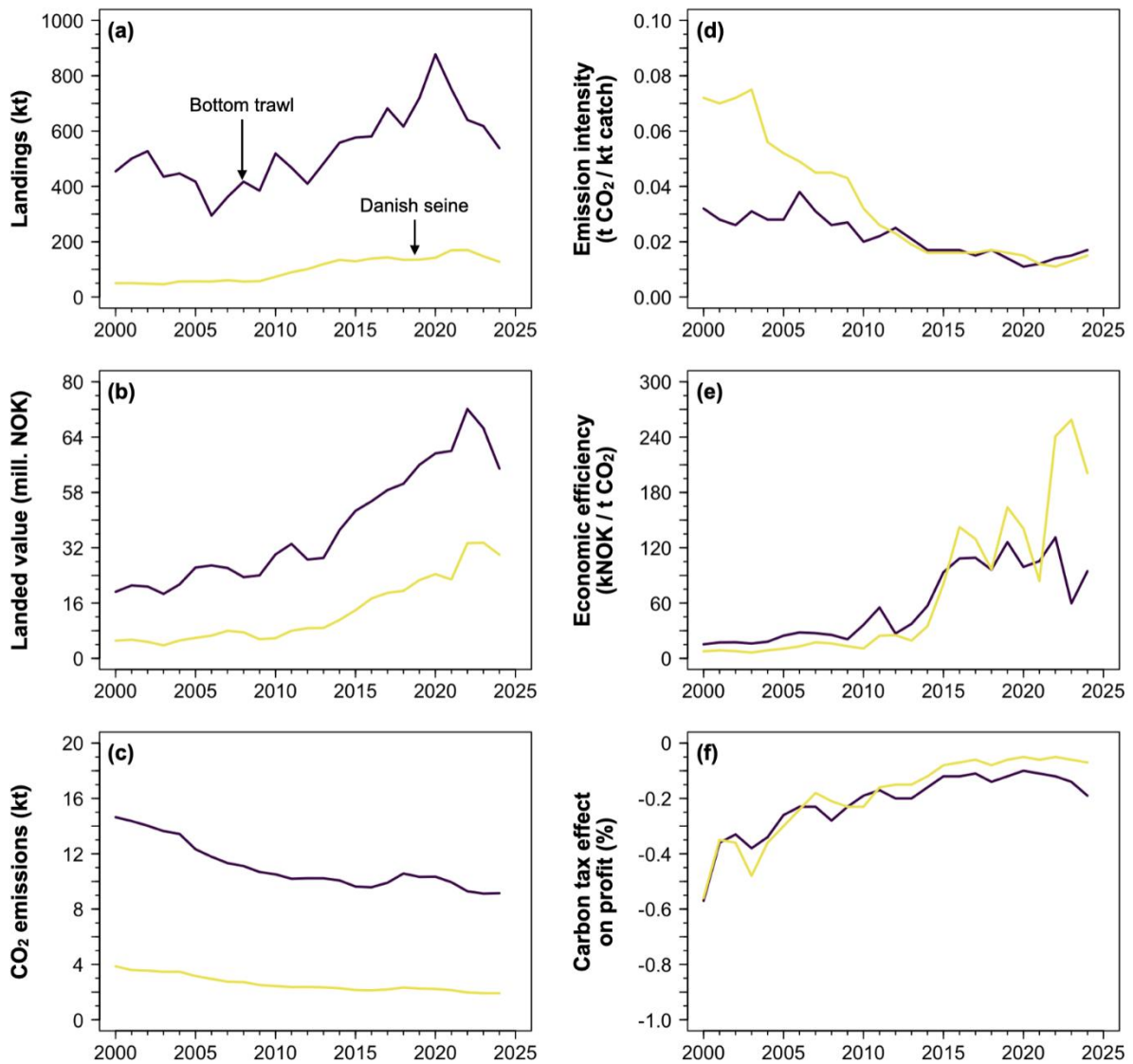


Figure 11: Nøkkelytelsesberegninger for utvalgte metiere. Disse inkluderer offisielt rapporterte a) landinger og b) landingsverdi; c) CO₂-utslipp fra drivstofforbruk; forholdsindikatorer knyttet til CO₂-utslipp med landinger gjennom d) utslippsintensitet, og med profitt gjennom e) økonomisk effektivitet; og f) nettoendring i overskudd knyttet til inkludering av en ekstra karbonavgift.

Et annet tema som er verdt å fremheve er at begge metierene har blitt mer økonomisk effektive når det gjelder karbonutslipp, ettersom forholdet mellom deres fortjeneste og deres utslipp har økt dramatisk (Figur 11e). For eksempel økte gjennomsnittlig fortjeneste per tonn CO₂ utslipp fra bunntålere 5 ganger mellom 2000-2004 ($16,9 \pm 1,0$ kNOK/CO₂) og 2020-2024 ($98,0 \pm 22,5$ kNOK/CO₂), mens for snurrevad opplevde man 23 ganger økning (2000-2004: $7,9 \pm 0,9$ kNOK/CO₂; 2020-2024: $185,1 \pm 63,5$ kNOK/CO₂). Ettersom disse forbedringene skyldes store endringer i a) fiskeinnsats og b) sjømatpriser, er det sannsynlig at sektornivåeffekten vil redusere fartøyeiernes økonomiske insentiver til å direkte avkarbonisere fiskeoperasjoner (f.eks. investere i nye kapitalaktiva som hybridrevne motorer). Lignende funn har også blitt rapportert tidligere, med reguleringer snarere enn økt fortjeneste som drivere for endring for norske fartøy mot nullutslippsmål.

Avslutningsvis, var det et ønske om å vurdere effekten av å legge til en karbonskatt på de utvalgte metierenes fortjeneste (Figur 11f). Ved å anvende de årlige satsene for den norske karbonskatten (NOK/CO₂) på utslipp fra bunntål og snurrevad, og trekke dem fra deres årlige inntekter og deretter trekke

fra alle andre driftskostnader, viste det seg at skatten bare ville forårsake en liten reduksjon i deres fortjenestemarginer. Reduksjoner i fortjeneste oversteg aldri 0,6 % og ble mindre over tid (~0,1 % reduksjoner i løpet av de siste 5 årene). Dette styrker ytterligere påstanden om at økonomiske tiltak som en karbonskatt ikke ville vært et effektivt verktøy for å fremme investeringer for å avkarbonisere fiskeoperasjoner.

Oppsummert har inntektene som metierene oppnår per tonn CO₂ utslipp økt betydelig over tid, på tvers av alle metierene (Figur 10). Dette tyder på at etter hvert som etterspørselen etter sjømat øker, samtidig som innsatsen til fisket blir mindre, vil prisøkningen på sjømaten overgå prisøkningen i drivstoffkostnadene. Dette gjør at motivasjonen for å gjøre investeringer for å redusere CO₂ utslippet fra fiskerne selv er lav (f.eks. kjøp av hybridrevne motorer). For at norske fartøy skal oppnå nullutslippsmålet vil reguleringer som driver for endring være en mulighet, og at noen av disse kostnadene knyttet til teknologiske investeringer, samt overførings- og driftskostnadene som følger av dem, kan dempes ved subsidieringer av regjeringen i deres forpliktelse for å oppnå en karbonnøytral fiskerisektor (Sønnervik et al. 2024).

3 Påvirkning fra bunntål og snurrevad på særlig verdifulle og sårbare områder, marine verneområder, karbonrike områder og områder med flere interesser

Bunntåling og snurrevadfiske opererer i dynamiske kyst- og havmiljøer med samlokaliserte og noen ganger motstridende interesser og styring. I norske farvann kan disse fiskeriene i enkelte tilfeller overlappe med særlig verdifulle og sårbare områder (SVOer), marine verneområder (MPAer), karbonrike habitater og andre områder med flere interesser. Vi diskuterer her disse områdene separat, men det er også tilfeller der det er overlap mellom disse områdene i praksis.

3.1 Særlig verdifulle og sårbare områder

Såkalte 'Særlig verdifulle og sårbare områder' (SVOer) er områder definert gjennom forvaltningsplanene for norske havområder som svært viktige for biologisk mangfold. Deres betegnelse har imidlertid ingen direkte effekt på å begrense aktiviteter inkludert bunntåling (Eriksen et al. 2021). Habitatene innenfor disse SVOene, og den generelle funksjonen til de marine økosystemer i dem, er spesielt følsomme for menneskelige aktiviteter da de ofte er sjeldne, skjøre habitater og inkluderer i mange tilfeller langlivede arter som kan kreve tiår på å gjenopprettes dersom de påvirkes. I Norge inkluderer SVOer blant annet hardbunnskorall, sjøvifte- og svamphabitater offshore, og kystnære sjøgress- og tareskogshabitater. Disse biologisk mangfoldige og produktive habitatene er blant de mest karbonrike marine habitatene (Filbee-Dexter et al. 2023, Greiffenhagen et al. 2024).

I Norge domineres fangstene fra snurrevadfiske av bunnlevende arter som torsk og hyse (2500 tonn per år) og flatfisk (500 tonn per år) (Fiskeridirektoratet 2024). Følgelig opererer snurrevadfisket ofte på bløte bunnsandhabitater, noe som i mange tilfeller samsvarer med områder utenfor flere av SVOene som er utpekt (som f.eks. hardbunnskorallrev, dyphavssvamp- og sjøviftehabitater, eller kystnære sjøgress- og tareskogs- habitater).

Otertråler opererer i noen SVOer som sjøvifte- og bløtbunnsvamphabitater i Norskerenna samt i flere andre områder (Figur 12), sannsynligvis rettet mot krepsdyr som sjøkreps (*Nephrops Novegicus*) eller dypvannsreke (*Pandalus borealis*) (Fiskeridirektoratet 2024). Imidlertid har SVOer generelt blitt utpekt i områder der det meste av fisket med bunntål ikke forekommer, men overlapp forekommer.



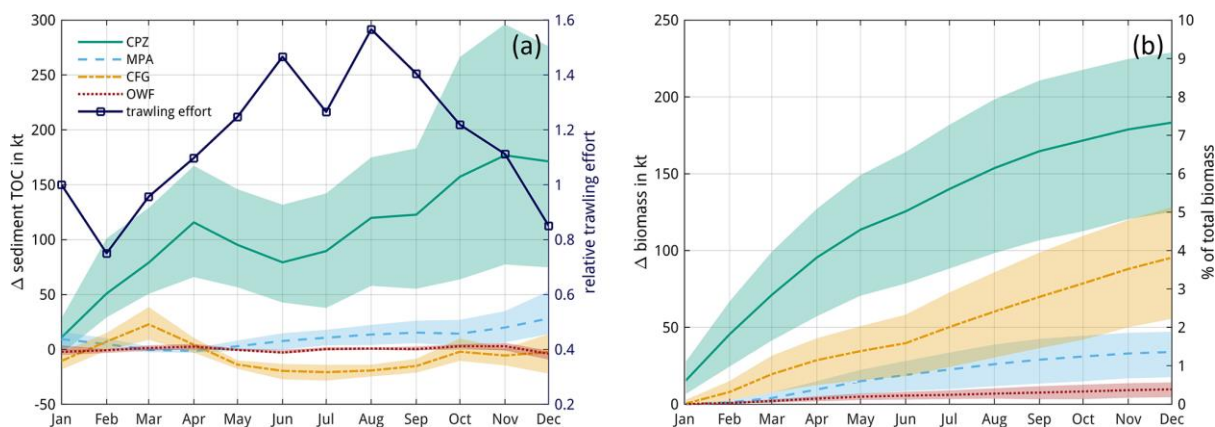
Figur 12: Rester av svamp som har havnet på bunnen av et trålspor. Foto: Mareano/Havforskningsinstituttet

Likevel påvirker bunnfiskerier og spesielt bunntåling SVOer. For eksempel observerte undersøkelser nord for Svalbard i 2022, utført av Havforskningsinstituttet som en del av Mareano-programmet, trålmerker på 52 % av de mest populære fiskedybdene og 35 % av de 233 undersøkte stedene totalt. Den høyeste konsentrasjonen av trålmerker ble funnet på dybder på 200-400 meter, hvor over halvparten av stedene hadde blitt trålt. Undersøkelsene avslørte at bunntåling har vært omfattende i disse farvannene i mange år, i motsetning til antakelsen om at aktiviteten først nylig hadde økt. Trålmerker ble observert på dybder fra 160 til 900 meter, med noen områder som viste opptil 62 merker innenfor en 200-meters sektor. Flere sårbare arter, inkludert sjøfjær (*Umbellula* spp) og hornkoraller av typen «pigtail koraller» (*Radicipes* spp), forekommer i dette området, samt bambuskoraller (*Isidella* spp), som er spesielt utsatt for trålingens påvirkninger (Mareano 2022).

3.2 Karbonrike områder

De mest karbonrike områdene, slik som biologisk mangfoldige dyphavskorallhabitater og sjøfjærbløtbunns- habitater, overlapper vanligvis ikke med områdene der snurrevadfisket foregår. Snurrevadfisket opererer vanligvis over grovere, mindre karbonrike sedimenter, rettet mot bunnlevende fisk. Bunntåler, som otertrål, og bjelketrål, som var tillatt i norske farvann frem til bjelketråling ble forbudt i 2021, kan derimot operere i dypere bløtbunnsedimenter som har vist seg å være rike på karbon (Kiswaka & Felix 2020).

Karbonbeskyttelsessoner (Carbon Protection Zones, CPZ) har blitt foreslått som den mest effektive strategien for å bevare både organisk karbon (OC) og makrobentosbiomasse. De er nesten seks ganger mer effektive enn marine verneområder (MPA) for bevaring av OC (Figur 13). CPZ-scenariet viser en betydelig økning i OC, som når nesten 30 % sammenlignet med basissimuleringen, og en 54 % økning i makrobentosbiomasse (Porz et al. 2024).



Figur 13: Sesongmessige påvirkninger i modellerte scenarier for omfordeling av tråling analyseres ved å sammenligne dem med basissimuleringen (Scenario-BASE) av Porz et al. 2024. Positive verdier indikerer en økning i netto karboninnhold i forhold til basissimuleringen for a) sedimentorganisk karbon og b) makrobentosbiomasse (målt i aske-fri tørrvekt). Linjer og skyggelegging representerer de månedlige gjennomsnittene og verdiene for årene 2000–2005. I tillegg viser panel (a) den relative månedlige tråleinsatsen sammenlignet med januar. I panel (b) anslår den høyre vertikale aksene forskjellene som en andel av den totale makrobentosbiomassen, som anses å være 2500 kt. Hentet fra Porz et al. (2024).

3.3 Marine verneområder

Marine verneområder (Marine Protected Areas, MPAer) er viktige verktøy for å beskytte biologisk mangfold, funksjoner og genetisk mangfold, bevaring av naturtyper og landskap og å gjenopprette overfiskede bestander og har vist seg å være til nytte både for fiskeriforvaltning og bevaring (Vigo et al. 2023, Kleiven et al. 2024). No-take fiskerireservater (No-Take Reserve, NTR) er en kategori av MPA der alt fiske og uttak av dyr er forbudt (Kategori 1a fra the International Union for the Conservation of Nature, IUCN). NTR-områder har vist seg å direkte øke bestandstettheten, biomassen og størrelsen på flere overfiskede bestander (Vigo et al. 2024).

MPAer beskytter marine habitater og deres økosystem, inkludert truede og sårbare arter, og har blant annet som mål å gi trygge gyteområder for en rekke fiskearter. De har som formål å beskytte kritiske habitater fra destruktive aktiviteter som overfiske, habitatødeleggelse og forurensning, og kan følgelig være med på å dempe klimaendringer. Teknologiske fremskritt har resultert i få steder som er utenfor rekkevidde fra bunntråling. Målet med MPAer inkluderer derfor ofte en reduksjon av fiskepresset på en eller flere arter og en økning av populasjonsresiliens (iucn.org).

I dag er 11,4 % av EU-havene klassifisert som marine verneområder (MPA), men kun 0,2 % anses som fullt eller høyt beskyttet (Aminian-Biquet et al. 2024). MPAer er ofte delt inn i flere kategorier i henhold til IUCN-klassifiseringen, der kategori 1 tilsvarer et "no-take reserve" (NTR). I disse områdene er alt uttak av fisk og marine organismer forbudt, og disse er de strengest regulerte områdene. Per i dag er 1,89 % av havet beskyttet som NTR, noe som ligger langt under statenes forpliktelser under Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) og Aichi Target 11, som satte et mål om 10 % MPA-dekning innen 2020. Det er også enda lenger fra anbefalingene gitt på IUCN World Parks Congress 2014, om at minst 30 % no-take MPA-dekning globalt er nødvendig for å redusere tap av biologisk mangfold (iucn.org). I tillegg finnes det flere typer reguleringer, ofte kalt PPAs (Partially Protected Areas) eller "delvis beskyttede områder". Disse kan klassifiseres i IUCN kategori IV forutsatt at fiskeriet kan forvaltes i samsvar med de fastsatte MPA-målene, eller i kategori V eller VI hvis fisket er bærekraftig (Day et al. 2012). Kommersiell eller industriell fiskeriaktivitet er ikke kompatibelt med noen av IUCN-kategoriene.

I tillegg til å gi fordeler innenfor en MPA, resulterer marine verneområder som begrenser fiskeriadgang ofte til en utstrømningseffekt, der både mengden og størrelsen på kommersielle fiskearter kan øke i områdene rundt verneområdet (Gell & Roberts 2003, Kerwath et al. 2013). Utstrømningseffekten er ofte estimert til å strekke seg fra titalls til hundrevis av kilometer, spesielt for mer mobile arter i systemer som elvemunninger, steinrev og kontinentalsokler (Fransceschini et al. 2024, Vigo et al. 2023). Imidlertid varierer omfanget av denne effekten, og få studier har direkte sammenlignet påvirkninger i tilstøtende områder med forholdene innenfor de beskyttede områdene (Kleiven et al. 2024). Et eksempel er sjøkreps (*Nephrops norvegicus*), som viste økning i både størrelse og biomasse både innenfor og utenfor en spansk MPA etter 4 år med fiskestans (Vigo et al. 2023). Per i dag er 5,45 % av verdens hav regulert som PPA, noe som tilsvarer 69 % av alle marine verneområder.

En nylig omfattende litteraturgjennomgang, som dekker både globalt og norsk kontekst, fremhevet at MPAs generelt gir positive effekter når de er fullt/høyt beskyttet (f.eks. no-take områder), selv om effektene varierer mer når bare delvise fiskerestriksjoner er innført (Kleiven et al. 2024).

I Norge er det begrenset kunnskap fra studier som evaluerer effekten av marine verneområder, noe som gjør det utfordrende å vurdere bevaringsfordelene ved gjenopprettede og/eller beskyttede områder (Kleiven et al. 2024). Norge har per i dag en MPA-dekning på 3,6 % fordelt på ulike beskyttelsesnivåer, vurdert etter "Level of Fishing Protection" (LFP), der hvert område rangeres på en skala fra 1 til 5, hvor høyere score indikerer strengere restriksjoner og sterkere beskyttelse. Av dette anses 99,14 % som lite beskyttet (LFP 1 og 2), 2,85 % som moderat beskyttet (LFP 3) og mindre enn 0,01 % som sterkt beskyttet (LFP 4 og 5) (Appeltans et al. 2024; Protected Seas 2025). Siden 2011 har Norge stengt 800 000 km² for bunnfiske, og i 2019 ble ytterligere 440 000 km² rundt Svalbard inkludert i vernetiltakene. På nasjonalt nivå har beskyttede områder for europeisk hummer (*Homarus gammarus*) vist seg å ha positive effekter på samfunnsstrukturen og individers egenskaper, blant annet ved å øke kroppens og klørnes størrelse innenfor det beskyttede området (Thorbjørnsen et al. 2018, Fernández-Chacón et al. 2020, Sørvalen et al. 2020, 2022). Hummerreservater gir også fordeler for andre arter, ettersom tråling langs norskekysten påvirker kysttorsk og potensielt også arter som fanges som bifangst (Moland et al. 2013). Disse økologiske endringene har både direkte og indirekte konsekvenser for karbonkretsløpene på grunn av den nære koblingen mellom biologisk mangfold og bentiske biogeokjemiske prosesser (Figur 3). Det er verdt å merke seg at Norges hummerreservater, gitt deres primære mål om å øke hummerbestander og samtidig bidra til bevaring av biologisk mangfold, er bedre klassifisert som såkalte "Andre effektive områdebaserte bevaringstiltak" (Other Effective area-based Conservation Measures, OECM) fremfor tradisjonelle MPAs (Kleiven et al. 2024).

I en nylig undersøkelse fokusert på Nordsjøen fant Porz et al. (2024) at stengning av bunntråling i marine verneområder (MPA) har en positiv innvirkning på lagring av organisk karbon (OC), spesielt i uberørte områder hvor moderat tråling raskt kan utarme OC. MPA-scenariet viser en økning på 5 % i OC sammenlignet med basissimuleringen. I tillegg er det en økning i total makrobentosbiomasse på tvers av alle scenarier og år, hvor MPAs bidrar betydelig til denne positive effekten (Figur 13).

3.4 Offshore vindpark

Offshore vindparker (Offshore Wind Farm, OWF) er eksempler på områder med flere interessenter og utgjør i dag en av de mest dominerende marine interessene i Norge. I Nordsjøen utvikles OWF raskt, noe som forårsaker konflikter med bunntrålfiskerier (Bonsu et al. 2024). Både faste og flytende OWF kan påvirke bestander, habitater og økosystemer gjennom en rekke lite studerte effekter i ulike faser av sin livssyklus – fra konstruksjon og drift til nedstengning (Cochrane et al. 2024). Samtidig kan den lange driftsfasen (20-30 år) også bidra til habitatrestaurering dersom tråling begrenses eller forbyes i og rundt OWFen. Tråleforbud i disse områdene er begrunnet med risikoen for at fiskeredskaper kan sette seg fast

eller ødelegge grunnleggende strukturer som ankere, kjettinger og undervannskabler. Risikoene forsterkes ytterligere av at disse områdene ofte er svært bølgeutsatte. Følgelig er bunnfiske generelt begrenset i OWFer, men forekommer likevel sporadisk (Dunkley & Solandt 2022).

Det er fortsatt usikkert i hvilken grad fiske vil bli ekskludert fra flytende offshore vindparker, som ennå ikke er utviklet i stor skala i Norge. Slike installasjoner er imidlertid mest relevante for norske forhold, ettersom de kan plasseres på større dyp (rundt 300m). Til sammenligning har bunnfaste OWFer blitt utviklet i grunnere områder (maksimalt ca. 50 m) med myke substrathabitater i Nordsjøen i flere tiår. Innenfor disse områdene er det estimert at bunnsløpt redskapsaktivitet ble redusert med 77 % etter OWF-konstruksjon, både innenfor selve OWFen og i bufferområdet (typisk 500 m) (Dunkley & Solandt 2022). Likevel eksisterer løsninger som betongkabeldeksler for å muliggjøre bunnfiske i OWFer og langs kabelruter. Det har blitt foreslått at den økte biomassen av arter, som følge av kunstige rev-effekter i OWFer, det vil si arter som fester seg til og samler seg rundt de kunstige strukturene (Lange et al. 2010), potensielt kan føre til økt karbonlagring (Bonsu et al. 2024). Imidlertid er det estimert at karbonutslippene fra konstruksjon og nedstengning av bunnfaste vindmøller er opp til 40 ganger høyere enn karbonlagringen som genereres gjennom slike rev-effekter (Heinatz & Scheffold 2023). Simuleringer av fiskeristengninger i OWFer viser også neglisjerbare effekter på netto sedimentært organisk karbon, mens fiskeristengninger i MPAer hadde en moderat positiv innvirkning. Dette skyldes sannsynligvis at MPAer vanligvis etableres i mer produktive (og karbonrike) habitater med høyt biologisk mangfold.

Fiskeristengninger i OWFer anses ikke nødvendigvis som positive, ettersom de kumulative effektene av OWFer kan føre til endringer i artssammensetning og skape avvik fra naturlige nivåer. Disse endringene kan potensielt forverres dersom fiskerier ekskluderes fullstendig. Observasjoner fra olje- og gassplattformer i Nordsjøen har vist en betydelig høyere biomasse av fisk nær plattformene sammenlignet med omkringliggende naturlige habitater. Denne økningen er tilskrevet en kombinasjon av kunstige rev-effekter, fiskeriestengning og overflodseffekter, lik det som er observert i MPAer. Her har studier dokumentert økt fangst per enhet innsats innenfor en radius på 1 km eller mer fra slike strukturer (Lawrence et al. 2024, Rouse et al. 2018).

Offshore vindparker (OWFs) kan ha begrenset total påvirkning på organisk karbon (OC) og biomasse, ettersom de i liten grad overlapper med tråleområder. Likevel bør lokale effekter som vindvåk og turbulens fra vindturbinfundamenter (pæler) vurderes, slik det er observert i en modellstudie av Porz et al. (2024) (Figur 13). OWF-scenariet viser en liten gjennomsnittlig reduksjon i OC, med påvirkninger som strekker seg utover OWF-områdene som følge av "wake-effect" på hydrodynamikken. Imidlertid øker makrobentosbiomassen innenfor de beskyttede sonene, mens den reduseres utenfor (Porz et al. 2024).

3.5 Nasjonalparker

I nasjonalparkene i Norge er det ingen restriksjoner på bunntråling. Selv i Ytre Oslofjord, Ytre Hvaler og Færder nasjonalparker, hvor det er innført forbud mot torskefiske, foregår det fortsatt tråling både innenfor og utenfor nasjonalparkene. I Raet nasjonalpark i Agder har studier også vist at både norske og utenlandske fartøy driver tråling innenfor nasjonalparkens grenser. Den største utfordringen er å balansere den økonomiske verdien av fiskeriene med behovet for å beskytte marine habitater og biologisk mangfold. For å redusere miljøpåvirkningen fra fiskerier er det avgjørende å fremme mer bærekraftige fiskeripraksiser, som å redusere bifangst, innføre strengere reguleringer på fiskeredskaper og etablere flere og mer omfattende marine verneområder.

4 Virkningen av bunntråling og snurrevadfiske på biologisk mangfold og habitater i forhold til norske trålfelt

Bunntråling er kjent som en av de fiskemetodene som har størst global påvirkning på biologisk mangfold og marine habitater. Dette skyldes dens effektive reduksjon av biomassen til mållartene, fysisk forstyrrelser av bentos og mengden bifangst (Tillin et al. 2006, Vigo et al. 2023). Den store påvirkningen av bunntråling har vært tydelig i århundrer, særlig i det nordøstlige Atlanterhavet, hvor protester og lovgivning mot denne metoden kan spores tilbake til 1200-tallet (De Groot 1984). Påvirkningen er godt dokumentert, også før fremveksten av moderne fiskerier. Et eksempel er den observerte nedgangen i fiskebestandene i Nordsjøen på 1860-tallet, som ble tilskrevet bunntråling. Utviklingen av utstyr og akustisk teknologi har imidlertid bidratt til å skjule denne påvirkningen, noe som har gjort det mulig å opprettholde rimelig høye fangster i flere tiår senere (Thurstan et al. 2014). Etter å ha korrigert for endringer i fiskeinnsats, fant Thurstan et al. (2010) at bunntrålfangst per enhet innsats i Nordsjøen har hatt en jevn nedgang over de siste 118 årene. Disse anekdotene og estimatene av bunntrålingens varighet er viktige fordi de gir et referansegrunnlag for moderne mål om restaurering av biologisk mangfold og habitater, og viser at tilstanden de siste 50 årene ligger langt fra en naturtilstand. I tillegg gir de perspektiver på at karbonlagrene i dag sannsynligvis ikke reflekterer deres naturlige potensial, gitt at de delvis drives av biologisk mangfold og habitatbruk av flora og fauna (Elsler et al. 2022).

Det er sannsynlig at bunntråling har resultert i sterkt forenklede bløtbunns habitater i områder som Nordsjøen. Store biogene rev dannet av arter som Sabellaria spp. flatøsters (*Ostrea edulis*) og hestemusling (*Modiolus modiolus*) er nå sterkt redusert eller helt fraværende. Samtidig blir lav biodiversitet i bløtbunns habitater ofte ansett som naturlig og normalt (Thurstan et al. 2024). Ved å fysisk endre sedimentstrukturen kan bunntråling og snurrevadfiske endre både sammensetningen og biomassen i bentiske samfunn (Hiddink et al. 2017). Dette påvirker ikke bare artssammensetningen, men også økosystemets funksjonelle egenskaper – det vil si hvordan organismer bidrar til økosystemprosesser og responderer på miljøendringer eller forstyrrelser. Evaluering av miljøendringer gjennom flere funksjonelle egenskaper har vist seg å være et viktig verktøy for å forstå økosystemendringer og for å modellere framtidsscenarier (Violle et al. 2007), inkludert fiskeripåvirkninger (Rijnsdorp et al. 2016, Beauchard et al. 2017, 2023). Generelt domineres sterkt trålte bentiske habitater av små arter med høy reproduksjonsrate eller svært mobile arter (Kaiser et al. 2000). En velkjent konsekvens av hyppig bunntråling og snurrevadfiske er reduksjonen av bentiske suspensjonsfiltrerere (Tillin et al. 2006), som spiller en nøkkelrolle i nærings- og karbonkretsløp og -akkumulering, gjennom føring og ekskresjon. Tråling har imidlertid en tendens til å øke mengden av mindre mobile virvelløse dyr og åtseletere (Jennings et al. 2001, Tillin et al. 2006). I en norsk sammenheng har en egenskapsbasert tilnærming, kombinert med samfunnsdata, blitt brukt for å vurdere trålingens påvirkning på torsk- og rekefiskerier i Barentshavet og for å kartlegge arters sårbarhet (Jørgensen et al. 2016). Studien identifiserte 23 arter som anses som sårbare for tråling i forskjellige regioner, inkludert svamper av slekten *Geodia* (sørvestlige Barentshavet), kurvstjerner (*Gorgonocephalus*) (nordlige Barentshavet) og sjøfjær (*Umbellula encrinus*) (sokkelområdet), samt flere andre arter (Jørgensen et al. 2016).

Bunnfisk er avhengige av et rikt og tilgjengelig bentisk byttedyrsamfunn, noe som betyr at bunntråling påvirker bentisk og bentopelagisk fauna på ulike måter. En studie av Eggleton et al. (2018) viste for eksempel at mageinnholdet hos bunnfisk i Nordsjøen som primær livnærer seg på bentiske marine organismer, som rødspette (*Pleuronectes platessa*) og tunge (*Solea solea*), inneholdt mindre bentisk fauna i områder påvirket av tråling, mens mer opportunistiske arter som torsk (*Gadus morhua*) og hvitting (*Merlangius merlangius*) hadde mageinnhold som ikke reflekterte den lokale faunaen. Dette understreker

forskjellene i tilpasningsevne mellom bunnfiskarter, der noen arter har begrenset evne til å skifte diett og derfor er mer sårbare for endringer i bentisk fauna.

Bentisk fauna er en nøkkelkomponent i jordens biogeokjemiske kretsløp og karbonmineraliseringsprosesser (Bianchi et al. 2021, Solan et al. 2020). Gjennom bioturbasjon – der organismer graver, beveger seg og omarbeider sedimentmatriser – samt bioirrigasjon, som øker vann- og oksygentilførselen, modifiserer infauna-samfunn ressursdynamikken for mikrobielle prosesser. Dette har en direkte innvirkning på karbonomsetning og remineralisering (Kristensen et al. 2012). Modellstudier fra sørlige Nordsjøen har vist at tapet av makrobentiske samfunn som følge av tråleaktivitet kan ha effekt på bentiske biogeokjemiske prosesser, inkludert karbonflyt (Duplisea et al. 2001).

Bunntråling forekommer på de fleste dybder, men påvirkningen er mer inngripende og langvarig i dyphavsområder (Pusceddu et al. 2014). Dyphavs bentiske samfunn, særlig filterspisere og fastsittende organismer, viser seg å være mer sårbare for fiskeripåvirkninger enn grunne samfunn, der gravere, åtseletere og andre funksjonelle grupper er mer dominerende (Bolam et al. 2017). Imidlertid avhenger påvirkningen på bentiske samfunn av faktorer som trålens penetrasjonsdybde og forstyrrelsesintensitet (Hiddink et al. 2017). Dette innebærer at regionale fiskeriforvaltningsstrategier, redskapstyper og fisketrykk spiller en avgjørende rolle i å bestemme omfanget av de økologiske konsekvensene.

I løpet av de siste 20 årene har tråleaktiviteten blitt redusert, men globalt er Nordsjøen fortsatt et av de mest intensivt trålte områdene i verden (Amoroso et al. 2018). Pågående reguleringer, inkludert de under EUs felles fiskeripolitikk, fortsetter å forme bruken av bunntråling for å sikre bærekraftige fiskeripraksiser. Målsetningen om å forby bunntråling i sensitive områder innen 2030 er allerede i ferd med å bli oppfylt av flere land, inkludert Norge. Her ble bunntråleredskap forbudt i 2022 under havressursloven for å redusere bifangst og habitatødeleggelse. Generelt er det forbudt å fiske med bunntrål innenfor terretorialgrensen (12 nautiske mil) i Norge, med noen unntak (hentet fra Løkkeborg et al. 2023):

- Fartøy med en bruttotonnasje inntil 1200 kan fiske med stormasket bunntrål i området mellom 6 og 12 n.mil
- Fartøy under 34 m. kan fiske vassild og kolmule med småmasket bunntrål i området mellom 6 og 12 n.mil fra grunnlinje sør for 67°10'N
- Det er tillatt å fiske med reketrål (småmasket bunntrål) innenfor 12 n.mil fra grunnlinje (men forbudt med rockhopper gear). Det er også tillatt å fiske med reketrål innenfor fjordlinjene om fartøyet er under 19,81 m. Det er forbudt å fiske med reketrål på områder grunnere enn 60 m fra svenskegrensa til revene på Jæren, grunnere enn 100 m fra Jæren til Trøndelag, og grunnere enn 170 m nord for Trøndelag.
- Fiske etter sjøkreps med stormasket trål er tillatt i området mellom 4 og 12 n.mil fra grunnlinje, og innenfor 4 n.mil

Gjennom kartleggingsprogrammet Mareano er det dokumentert flere korallrev i norske havområder. I dag er 19 korallområder i norske farvann helt stengt for bunntråling, og i noen av disse er også garn- og linefiske forbudt. En rapport utarbeidet av NTNU (Dunsha et al. 2024) konkluderte med at kun 25 små hummerreservater (83 km²) og fire korallrevbeskyttede områder (120 km²) oppfyller per i dag kriteriene fra IUCN-avtalen. Det vil si områder «som oppnår positive vedvarende langsiktige resultater for på-stedet bevaring av biologisk mangfold». Kun 0,01% av Norges havareal var områder som kvalifiserte.

Snurrevad, som ble utviklet relativt sent (1848), forårsaker mindre fysisk forstyrrelse av substrat og bentos enn bunntråling og resulterer derfor i lavere nivåer av bifangst (Hilborn et al. 2023). Likevel har redskapsutviklinger under EUs felles fiskeripolitikk blant annet forsøkt å redusere nivåene av fysiske forstyrrelser og bifangst av snurrevad, fordi deres påvirkning har blitt ansett som uakseptabelt høy.

Påvirkningen fra bunnredskapstyper på biologisk mangfold og habitater avhenger ikke bare av redskapstypen, men varierer også med habitatets tilstand. For eksempel anses bunntråling over områder med allerede lav havbunnsstatus som en påvirkning med lavere økologisk risiko (Rijnsdorp et al. 2020). Bunntråling er bedre egnet til blandet eller hardt substrat, mens snurrevad er bedre egnet til bløtt substrat. Siden ulike redskapstyper er designet for fiske over forskjellig substrat, er den potensielle påvirkningen av snurrevad, hvis den brukes på sin tradisjonelle måte, generelt vurdert som lavere enn for bunntrål. Gitt den langvarige historiske bruken av destruktive bunnredskaper, dvs. bunntrål, over hele Nordsjøen, er det sannsynlig at havbunnsstatusen i dag er langt lavere enn dens opprinnelige, mer naturlige nivå. Dette kan føre til en systematisk undervurdering av påvirkningen fra bunnredskaper, ettersom habitatproduktivitet og biologisk mangfold allerede er redusert som følge av langvarig fiskeri. I tillegg kompliserer begrenset tilgang til data fra trålespor (f.eks. fra Vessel Monitoring System, VMS) vurderinger av havbunnsdestruksjon over lengre perioder, noe som gjør det utfordrende å fastslå hvor historisk produktivitet bør gjenopprettes.

Langs norskekysten omfatter SVOer flere truede habitat typer, inkludert kaldtvannskoraller, svamp og sjøfjær. Disse artene forekommer også utenfor SVOene, men ofte med lavere biomasse. Historisk rekonstruksjon er ofte nødvendig for å vurdere i hvilken grad tråling har påvirket truede habitat typer i Norge. Store deler av havbunnen i den norske delen av Nordsjøen består av sandbunn med lav forekomst av *Sabellaria*, *Modiolus* og sjøviftearter. Disse habitatene akkumulerer i liten grad sediment eller organisk karbon. Samtidig finnes det flere mudderflater, hovedsakelig lokalisert i topografiske forsenkninger og beskyttede områder, som Norskerenna, Skagerrak, Fladen Ground og Oyster Grounds. Effekten av tråling er generelt større i områder der naturlige forstyrrelser er lav enn i områder som i utgangspunktet er utsatt for mye forstyrrelse. Dette skyldes at organismer i naturlig dynamiske miljøer allerede er tilpasset høy forstyrrelse.

Barentshavet er et svært produktivt arktisk-borealt økosystem og regnes som et av de biologisk rikeste områdene i Arktis. Habitatforekomster er fragmenterte, og det er ofte stor variasjon i arters fordeling og tetthet (Bodil et al. 2011, Buhl-Mortensen et al. 2016, Bluhm et al. 2020). I Barentshavet forekommer tråling på dybder ned til 900 meter, hovedsakelig med otertrål (Buhl-Mortensen et al. 2013). Disse områdene anses som både økologisk verdifulle og sårbare, med utbredte kaldtvannskorallrev (*Lophelia pertusa*) og større forekomster av svamp (Buhl-Mortensen et al. 2015). I områder med høy fiskeintensitet kan trålmerker forekomme så hyppig som hver 10 meter (Mareano 2022). Spesielt i mudderområder med leire kan tråldørenes spor forbli synlige i svært lang tid, sannsynligvis flere år (Buhl-Mortensen et al. 2016). Megabentos omfatter arter som lever på havbunnen, både fastsittende og mobile organismer over 1 cm, som kan sees i havbunnsfoto eller trålfangst. I Arktis utgjør megabentiske samfunn en stor andel av den bentiske biomassen og spiller en viktig rolle i karbonkretsløpet på kontinentalsokkelen (Zakharov et al. 2020). En studie av Buhl-Mortensen et al. (2016) om effekten av tråling på megabentos i Barentshavet viste at av de 97 vanligste taksa, viste 79 en negativ trend på grunn av høy fiskeintensitet. Av de ni taksa som viste en signifikant negativ trend, var fem svamper. Det er velkjent at større fastsittende organismer, som svamp, generelt er mer sårbare for trålforstyrrelser og kan bruke opptil 15 år på å gjenopprette seg (Buhl-Mortensen et al. 2016). Områder der truede arktiske habitat typer, som svamp, påvirkes av bunntråling, strekker seg nord for Svalbard (Mareano 2022).

5 Avfall og plastforurensning fra bunntåling og snurrevadfiske

5.1 Generering av avfall og plastforurensning fra fiskerier

Plastavfall og forurensning i verdenshavene har økt, og en betydelig andel av dette avfallet havner på havbunnen. Dette har økt behovet for å kvantifisere havbunnsavfall gjennom overvåking. Fiskeri og akvakultur anslås å stå for opptil 10 % av avfallet observert på havbunnen (Tabell 1, Canals et al. 2021).

Plastavfall og forurensning fra fiskerier kan oppstå både som følge av tap av utstyr og gjennom aktivt fiske. Forlatt, tapt og ellers kassert fiskeredskap (såkalt abandoned, lost, or otherwise discarded fishing gear, ALDFG) utgjør kilder til marint avfall. Slike redskaper kan enten flyte på havoverflaten, synke til bunnen eller bli viklet inn i nedsenkede strukturer eller sette seg fast på havbunnen. Utstyr som blir værende på eller nær havbunnen kan fortsette å fange fisk og andre marine organismer, en prosess kjent som spøkelsesfiske. I stabile miljøer med begrenset lys og lite vannbevegelse reduseres fragmentering og UV-nedbrytning, noe som kan føre til at avfall forblir intakt i flere tiår. Derimot, i områder med høy hydrodynamikk og eksponering for sollys, vil plastavfall fragmenteres over tid og bidra til mikroplastforurensning (se Tekstboks 2).

Det er utfordrende å gi et presist estimat av fiskerirelatert avfall til den globale avfall- og plastbyrden. Estimer av utstyrstap er beheftet med stor usikkerhet, da de ofte er basert på begrensede utvalgsstørrelser, krever generaliseringer og ekstrapolering av data (Lusher et al. under trykking). Beregninger av plastforbruk i globale industrielle fiskeaktiviteter anslår at 2,1 Mt plast brukes årlig i drift av not, trål og linefiske (Kuczenski et al. 2022). Globalt har et tap på 2 % blitt estimert, basert på en kombinasjon av fiskeriinnsats, utstyrsintensitet og dissipasjonsrater for utstyr (Richardson et al. 2022). Noen modelleringsstudier har forsøkt å forutsi transportveier og opphopning av ALDFG. Imidlertid har disse studiene hovedsakelig fokusert på flytende gjenstander (f.eks. Lebreton et al. 2022, Duncan et al. 2023, Ruiz et al. 2022).

Nedbrytningsraten for fiskeutstyr fra fiskeri avhenger av en rekke faktorer, inkludert temperatur, eksponering for sollys, samt polymer- og kjemikaliesammensetningen i materialene. Levetiden til tau brukt i miljøet påvirker frigjøringen av mikroplast, ettersom eldre tau har vært eksponert for UV-stråling og saltvann over lengreperioder. Sprøhet og slitasje av syntetisk plast vil føre til fragmentering og frigjøring av mikroplast. Svært få studier har kvantifisert frigjøringen av mikroplast fra utstyr, men i ett eksempel undersøkte Napper et al. (2022) frigjøringen av taufragmenter ved friksjonspunkter sammenlignet med forskjellig alder og materialer. Eldre tau frigjør flere partikler enn nyere tau, og de forutså at hver gang et tau på 50 m (mindre enn 2 år gammelt) trekkes, kan det frigjøre 700-2000 mikroplastpartikler, mens eldre tau kan frigjøre 36000-38000 partikler. Friksjon på havbunnen er estimert å bidra til tap av 77-97 tonn fragmentert plast fra snurrevadfiske i Norge (Syversen et al. 2022). Globalt utgjør dette 311 tonn mikroplast fra snurrevadtå (Syversen et al. 2022).

5.2 Avfall og plastforurensning fra bunntåling og snurrevadfiske

Tettheten av avfall på havbunnen rapporteres å variere mellom 0 og 2706 gjenstander per km² i nordiske farvann (Tabell 1). For en oversikt over rapportert plastavfall utenfor norske farvann, se tabell 4. Tettheten av avfall ser ut til å være påvirket av avstanden til kysten, befolkningstetthet, elver, dybde, undervannslandskap, hydrologi, nærhet til skipsaktiviteter og annen menneskelig aktivitet, samt prøvetakings- og analysemetoder (Strafella et al. 2015, 2019, Canals et al. 2021). Kystregioner ser ut til å ha høyere tetthet av fiskeriavfall globalt.

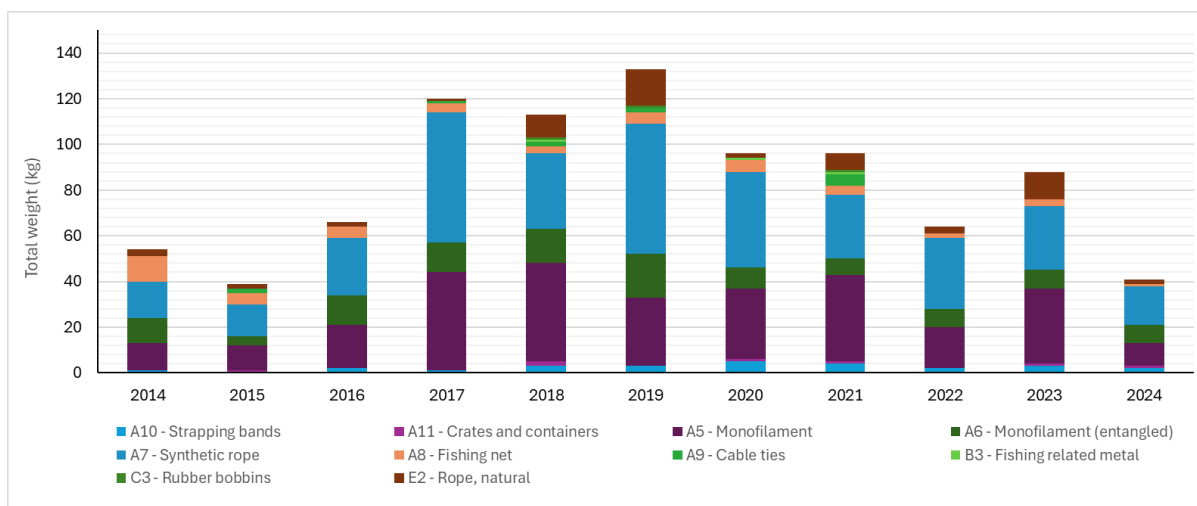
Tekstboks 2: Mikroplast

Mikroplast er små plastgjenstander, generelt referert til som mindre enn 5 mm i størrelse, de kan frigjøres fra nedbrytning av større plastgjenstander eller er bevisst designet for å være små. Fiskeredskap kan føre til generering av mikroplast gjennom slitasje under fiskerioperasjoner, forvitring, slitasje, dårlig vedlikehold, samt nedstengning. Mikroplast fra fiskerier er generelt underbeskrevet, men har blitt ansett å utgjøre en betydelig andel av mikroplast i havet. Fiskeredskap ser ut til å ha potensial for å være den største bidragsyteren til mikroplast i havet, inkludert nett brukt i bunnskrapere og tråler, spesielt bunnsnorer (Lusher et al. 2017). Når tau og nett dras langs havbunnen, kan dette forårsake kraftig slitasje, og det er vanlig å bytte ut deler av tau i kontakt med bunnen innen 1-2 års bruk, avhengig av bunnforholdene. Likevel kan det være utfordrende å skille mellom mikroplast fra fiskerier og mikroplast fra andre kilder (Lusher et al. 2017).

Mange land registrerer avfallsgjenstander i fangster som en del av andre miljøovervåkingsaktiviteter, inkludert ICES International Bottom Trawl Surveys (IBTS). Norge bidrar med data til Nordsjøen IBTS gjennom Havforskningsinstituttets deltakelse. Bifangstavlfall rapporteres ved bruk av ICES WGML-protokollen (ICES 2022) og er offentlig tilgjengelig gjennom ICES DATRAS. Avfallskategorier som kan knyttes til snurrevadfiske og bunntåling inkluderer: **Plast** (A): Monofilament (A5), Monofilament – sammenfiltret (A6), Syntetisk tau (A7), Fiskegarn (A8), Kabelbånd (A9), Stroppebånd (A10), Kasser og containere (A11), og Annet fiskerirelatert plast (A16), **Metall** (B): Fiskerirelatert (B3), **Gummi** (C): Bobbins/rockhoppers (C3), **Naturlige produkter** (E): Tau (E2). Data hentet fra ICES DATRAS viser rapportering av avfall mellom årene 2014-2024 (Figur 14). Norge har rapportert totalt 1030 kg avfall i Nordsjøen IBTS, 58 % av dette ble klassifisert som fiskerirelatert avfall. Når man ser på dataene for norsk økonomisk sone (rapportert av Norge og andre land for perioden 2014-2024), ble totalt 1578 kg avfall registrert, hvorav 57 % var fiskerirelaterte gjenstander.

Annen innsats for å kvantifisere avfall og plastforurensning på havbunnen inkluderer Mareano-programmet og den russisk-norske økosystemundersøkelsen. Mareano kartlegger landskapet i norske farvann gjennom det norske havbunnskartleggingsprogrammet. Totalt er rundt 170 000 km² av Norskehavet og Barentshavet kartlagt, hvorav nærmere 4 millioner m² havbunn har blitt direkte observert gjennom havbunnsvideotransekt. Eventuelt observert avfall ble klassifisert i ti kategorier: keramikk, glass, metall, tre, papir, plast (hard og myk), gummi, fiskeredskap og uspesifisert avfall. Buhl-Mortensen og Buhl-Mortensen (2018) presenterte en oversikt over fordelingen av avfall på havbunnen og bunntåling i norske farvann ved bruk av fartøyovervåkingsystemer og trålmerker på havbunnen. Avfall ble observert på 27,4 % av lokalitetene, med den høyeste avfallstettheten på 100-500 m dybde, og den største mengden avfall ble funnet i kystområder. Det gjennomsnittlige antallet var 281 gjenstander/km², tilsvarende 1473 kg/km². Fiskeredskap ble observert på 17 % av lokalitetene (Buhl-Mortensen og Buhl-Mortensen 2017, 2018). Mengden og sammensetningen av avfall og tettheten av trålmerker varierte med dybde, sedimenttype og marint landskap. Avfallstetthet var høyere i områder med lav befolkningstetthet, med enkelte hotspots for fiskerirelatert avfall utenfor havner.

I Barentshavet var avfallet ujevnt fordelt, med høyere tetthet nær kysten sammenlignet med offshore-områdene (268 vs. 194 gjenstander/km²). På dyphavssletten, kontinentalskråningen og sokkelen var avfallstettheten vanligvis under 200 gjenstander/km², mens fjorder og undersjøiske canyons så ut til å akkumulere høyere avfallsmengder på grunn av deres topografiske og hydrodynamiske egenskaper. Fiskerirelatert avfall var den dominerende avfallstypen, bestående av ledninger, nett og tau. Fordelingen av dette avfallet samsvarte med fiskeriintensiteten på regional skala. Den russisk-norske økosystemundersøkelsen utført i Barentshavet identifiserte plast som den mest utbredte avfallstypen. Blant de fiskerirelaterte gjenstandene var tau, snorer, liner, nettbiter, flyteelementer og bøyer de største bidragsyterne (Grøsvik et al. 2018).



Figur 14: Fiskerispesifikke avfallsdata hentet fra ICES DATRAS for Nordsjøen IBTS utført i den norske økonomiske sonen (EEZ). Data vises som totalvekt (kg). Ikke standardisert for avstand. (Data hentet fra ICES Database on Trawl Surveys (DATRAS) 31. januar 2025).

Tabell 1: Data tilgjengelig om søppel og plastforurensning rapportert fra bunntåling og snurrevadfiske i nordiske farvann.

Undersøkelsestype	Sted	Dybde	Totalt avfall	% fiskeri	Referanse
Mareano – Videotransekt	Norskehavet	Gjennomsnitt: 1600m Maks: 230m	601 kg/km ²	~70-90%	Buhl-Mortensen et al. 2017
	-Kyst		2706 kg/km ²	90%	
	-Offshore		171 kg/km ²	71%	
	Barentshavet	Snitt: 230 m	174 kg/km ²	~50%	
	-Kyst		286 kg/km ²	52%	
	-Offshore		209 kg/km ²	48%	
Nordsjøen IBTS	Norsk EØS	53-170 m	38 kg/km ²	41%	ICES DATRAS, 2025
Russisk-norsk økosystem-undersøkelse	Barentshavet	>500 m	Maks: 1482 items Snitt: 26 kg/km ²	11%	Grøsvik et al. 2018
Forskningscruise	HAUSGARTEN, Fram Straight – slepkamera	250-5500 m	813-6717 items/km ²	13%	Parga Martinez et al. 2020

5.3 Overvåking av plastavfall og forurensning fra fiskerier

Siden marint avfall er et grenseoverskridende problem, er internasjonalt samarbeid avgjørende for å overvåke og begrense denne forurensningskilden. Globalt er marint avfall inkludert under FNs bærekraftsmål 14 'Livet under vann' (14.1.1b) og Utfordring 1 av FNs tiår for havforskning for bærekraftig utvikling 'Forstå og bekjemp marin forurensning'. Videre finnes det internasjonale rammeverk, inkludert International Council for the Exploration of the Sea (ICES), regionale havkonvensjoner som Oslo-Paris-konvensjonen (OSPAR), samt EUs havstrategirammedirektiv (MSFD). Disse har introdusert initiativer for å overvåke havbunnsavfall gjennom bunntråling (bjelketrålhal). Bunntrålundersøkelser for marint avfall utføres og koordineres av ICES i forbindelse med fiskebestandsevalueringer. Metoden har imidlertid blitt kritisert på grunn av den destruktive prøvetakingsteknikken. Videre er denne fangstbaserte overvåkingen begrenset til områder med aktivt fiske, fokuserer på grunt vann, utføres ikke i marine verneområder, og innebærer et nivå av usikkerhet når man sammenligner trålhal med forskjellig maskevidde. Vurderinger av havbunnsavfall utføres på IBTS-data gjennom regionale havkonvensjoner. Norske farvann faller inn under ICES' økoregioner Barentshavet, Norskehavet og Større Nordsjøen, samt Region I (Arktiske farvann) og Region II (Større Nordsjøen) under OSPAR. Den siste OSPAR-vurderingen fra perioden 2012-2019 (Barry et al. 2022) viste at havbunnsavfall er utbredt over hele OSPAR-regionen, og at fiskerirelaterte gjenstander og plastmateriale var de dominerende avfallstypene. Fiskeriavfall er vanlig på undervannsfjell, banker og havrygger (Pham et al. 2014). Det ser også ut til å være en økende trend i fiskerirelatert avfall i Nordvest-Europa (Maes et al. 2018). Avfallsdata som ikke er koblet til ICES DATRAS kan nås via ICES DOME og EMODnet databaser.

Fiskerier er en betydelig kilde til marint avfall i Arktis, der forlatt, tapt eller på annen måte kastet fiskeredskap (ALDFG) er anerkjent som en hovedkilde til marin forurensning (PAME-rapport 2019). Norge følger OSPAR-retningslinjene for strandavfallsundersøkelser. Både OSPAR-protokollen (beachlitter.ospar.org) og Rydde-protokollen (ryddenorge.no) inkluderer registrering av engangs plastartikler. Imidlertid, med unntak av haglpatroner, omfatter ingen av protokollene gjenstander som er spesifikke for Arktis. Videre gir disse dataene ikke mulighet til å skille mellom gjenstander fra kommersielt fiske, fritidsfiske og akvakultur, eller til å identifisere avfallstyper som utgjør særlig miljømessig bekymring (Falk-Andersson et al. 2019).

Fordelingen av marint avfall viser ikke alltid en klar sammenheng med fiskeriaktiviteter. For eksempel García-Alegre et al. (2020) ingen sammenheng mellom fiskeinnsats og forekomst av marint avfall i Flemish Pass i det nordvestlige Atlanterhavet. Tilsvarende viser fiskeriintensitetskart og fordeling av havbunnsavfall i Nordsjøen, basert på ICES' bunntrålundersøkelser viser heller ingen klar sammenheng. Denne mangelen på sammenheng er knyttet til manglende styrke i analysen – altså for lite data og/eller begrensninger i analysemetodene. I de fleste bunntrålundersøkelser er antallet observerte gjenstander lavt, ofte under 150 gjenstander/km², noe som gir høy variabilitet og gjør det vanskelig å identifisere klare trender i avfallsforurensning.

5.4 Påvirkning av plastavfall og forurensning fra fiskerier

Det er godt dokumentert at bunntråling påvirker både marine samfunn og habitater (se andre seksjoner i denne rapporten), men lite er kjent om effekten av avfall og plastforurensning på mangfoldet av havbunns- og benthiske samfunn (Grøsvik et al. 2022, Mordecai et al. 2011). Tettheten av trålmerker ser ut til å være en god indikator på fysisk påvirkning på myke sedimenter, der trålutstyr etterlater klare spor, men hardere substrater ser ut til å ha mindre visuelle påvirkninger, noe som kan føre til at de undervurderes eller overses (Buhl-Mortensen & Buhl Mortensen, 2018). Avfall og plastforurensning kan påvirke bunnhabitater på flere måter, blant annet ved å introdusere ustabile substrater i

hardbunnhabitater eller hardt substrat i bløtbunnhabitater. Økologiske konsekvenser av dette kan være innvikling, vevsskade, slitasje, introduksjon av hardbunnorganismer i bløtbunnhabitater, samt endring av samfunnsstruktur og mangfold. Dette avfallet kan kvele eller skade epibentiske organismer (Grøsvik et al. 2022 og referanser der). Alt mobilt avfall fra fiskerier kan utgjøre en trussel mot mobil biota og føre til spøkelsesfiske (Matsuoka et al. 2005).

5.5 Fremtiden for overvåking av avfall og forurensning fra fiskerier

Havbunnsavfall og plastforurensning kan dokumenteres gjennom fiskerivurdering som bifangst, eller gjennom bildeanalyser. Bifangst fra tråling kan utføres med lav logistisk innsats når det implementeres som en del av pågående bestandsevalueringer og data om masse og antall vil kunne samles inn. Ettersom bunntåling har direkte påvirkninger på havbunnen, anbefales denne metoden kun når det utføres som en del av pågående fiskerivurdering (Grøsvik et al. 2022). Visuelle bilder (inkludert video) er mindre skadelige og foretrukket for sårbare økosystemer, og de kan gi detaljert informasjon om posisjon i marint landskap og/eller *in situ* interaksjoner med biota. Data er imidlertid begrenset til gjenstander/områder og vekt kan ikke oppnås (Grøsvik et al. 2022). Dykking er et tredje alternativ for overvåking, det gir også stor presisjon, men er begrenset til grunne kystområder. Anbefalinger for norske farvann dekkes av OSPAR, ICES og AMAP arbeidsgrupper, og suppleres av aktiviteter under MSFD. Disse gruppene vurderer nøye konsekvensene av bunntåling og utviklingen av mer automatiserte og autonome måter å registrere og analysere avfall på havbunnen (f.eks. Grøsvik et al. 2022, Sandra et al. 2023).

6 Eksempler på nasjoner som regulerer bunntåling og snurrevadfiske mer restriktivt enn Norge

Bomtråling har vært forbudt i Norske farvann siden 2022. Dette kapittelet omhandler andre bunntålrredskaper (f.eks. bom- og otertrål og snurrevadrredskaper) der nasjoner (og unioner) har mer restriktive reguleringer enn i Norge. Norge har begrensninger på bruk av bunntåling (inkludert snurrevad) i flere områder i hele sin EØZ (800 000 kvadratkilometer) i tillegg til MPAer rundt Svalbard (74 000 kvadratkilometer), som til sammen utgjør 36,6 % av territorialfarvannet (Tabell 2). Flere andre nasjoner/unioner som New Zealand, EU og Sverige har ikke bare begrenset – men forbudt – bunntåling (inkludert snurrevad) i områder med samme andel av deres territorialfarvann som det kun er gitt begrensninger i Norge (Tabell 2).

De senere årene har flere land innført strengere reguleringer for bunntåling for å beskytte sårbare marine miljøer. I tillegg til opprettelse av marine verneområder (MPAs) har det også blitt opprettet flere delvis beskyttede områder («partially protected areas», PPAs). Disse områdene tillater ikke-destruktiv fiske og har i noen tilfeller vist seg å være mer effektive enn MPAs. Studier har vist at selv om effektene av PPA ikke er like sterke som ved no-take-områder, har de fordelene av at de gir en effektiv forvaltningsmetode som ikke utelukker fiske (Sciberras et al. 2013). PPAs som forbyr bruk av bunntål er etablert i Middelhavet, Sørøst-Asia og Nordsjøen, hvor de generelt viser lovende resultater når det gjelder forbedring av fiskebestandene.

Tabell 2. Utvalgte eksempler på nasjoner/unioner som regulerer bunntåling inkludert tilnærminger av territoriell områdeutstrekning og andeler av verneområder.

Land	Beskrivelse	Totalt territoriell område (km ²)	Uttrekning av beskyttet område (km ²)
Norge	Flere områder innenfor norsk EØS, inkludert Svalbard MPAer, hvor bunntåling er begrenset eller forbudt for å bevare skjøre arktiske marine økosystemer	2.385.178	874.000 (36,6 %)*
New Zealand	EØS hvor over 30 % er stengt for bunntåling ved lov	4.083.744	1.225.123 (30 %)
EU	Ulike MPAer på tvers av medlemsland der bomtåling er forbudt, for eksempel Azorene MPA i Portugal	4.423.000	900.000 (29,3 %)
USA	Vestkystens EØS hvor bunntåling er forbudt i 88 % av området	11.351.000	723.423 (6,3 %)
Australia	Great Barrier Reef Marine Park hvor bunntåling er forbudt i mange soner	8.148.250	344.400 (4,2 %)
Sverige	Svensk territorialfarvann der bunntåling, inkludert bomtål, er forbudt	450.295	165.000 (36,6 %)
Hellas	Den joniske marine nasjonalpark som dekker 11,72 % og det søregeiske marine beskyttede området som dekker 6,61 % av gresk territorialfarvann	131.957	24.000 (18,3 %)
Danmark	Skagerrak og Nordsjøen hvor bomtåling er forbudt	105.000	22.841 (21,7 %)
Storbritannia	13 MPAer med vedtekter som beskytter områder mot bunnsløpet utstyr, inkludert bomtåling	883.000	18.000 (2,0 %)
Canada	Hecate Strait og Queen Charlotte Sound Glass Sponge Reefs MPA hvor bunntåling er forbudt	5.599.077	2.410 (0,04 %)
* Merk at de fleste områder er under 1000 meter som ikke egner seg for bunntåling			

Marine verneområder, eller MPAs, er viktige verktøy for å restaurere overfiskede bestander og har vist seg å gagne både fiskeriforvaltning og vern (Vigo et al. 2023). No-take fishery reserves (NTRs) er en kategori av MPA der all fiskeaktivitet og uttak av dyr er forbudt (IUCN kategori 1a). NTR områder har vist å direkte øke bestandstetthet, biomasse og individstørrelse på flere overfiskede bestander (Vigo et al. 2024). Disse effektene er ikke begrenset innad i verneområdet, men observeres også i områdene rundt, da den økte bestandstettheten fører til en spillover-effekt til de nærliggende områdene. Dette kan føre til økt fangst for fiskeriene i områdene rundt etablerte MPAs (Kerwath et al. 2013).

Bunntåling har lenge vært en kilde til bekymring i Middelhavet på grunn av dens negative effekter på benthiske habitater og biologisk mangfold. I denne regionen er en betydelig andel av fiskebestandene (opp mot 62,5 %) fisket til sine maksimale bærekraftige nivåer, og noen også overfisket (Tsikliras et al. 2015). Bunntål er et av de mest brukte redskapene i Middelhavet og benyttes på dyp mellom 50 og 800 meter (Gorelli et al. 2016). En av artene som tråles etter er sjøkreps (*Nephros norvegicus*), som lever på mudderbunn i Middelhavet og nordøst i Atlanterhavet. Marine verneområder, eller MPAs, har vist seg å være viktige verktøy for å restaurere bestander av hummer, noe som har vist seg å gagne både fiskeriforvaltning og vern (Vigo et al. 2023).

I Europa er 29 % av havområdene regulert som MPA. Ifølge retningslinjene til IUCN skal MPAs primært forvaltes med hensyn til biologisk mangfold og ekskludere enhver form for industriell ødeleggende aktivitet (Day et al. 2012, Simard et al. 2016). Retningslinjene er tydelige på at «fiskeutstyr skal ikke signifikant påvirke andre arter eller andre økologiske verdier». I EU finnes flere ulike typer MPAs, hvor de fleste har et fokus på økt beskyttelse av biologisk mangfold. Likevel mangler flere av dem retningslinjer mot kommersielt fiske (Dureuil et al. 2018). Faktisk tillates bunntåling i så mye som 59 % av de etablerte MPAs i Europa, og id disse områdene er trålingsintensiteten 1,4 ganger høyere enn i områder uten vern (Dureuil et al. 2018). Dette understreker viktigheten av at utformingen av MPAs er regulert på riktig måte for å oppnå ønsket verneeffekt, hvor gyteområder, oppvekstområder, habitatkvalitet og størrelse må tilpasses slik at verneområdet gir en mulighet for sensitive arter til å kunne øke bestandstettheten.

Øresund er et lite sund sør i Kattegat som forbinder det saltere Atlantiske vannet i Kattegat med det mer brakke vannet fra Østersjøen. Øresund var tidlig et trafikkert område, og allerede i 1932 ble det bestemt at det ikke skulle tråles her. I dag har det vært trålforbud i Øresund i 90 år, og området er nå et av de mest produktive havområdene i Skandinavia. Her finnes intakte habitater og godt næringsgrunnlag, og her kan man fange torsk på omtrent samme størrelse som de man finner i Lofoten. Biofysiske modeller har vist at så mye som 55 % av rekrutteringen av torsk til Kattegat stammer fra torskelarver fra Øresund (Jonsson et al. 2016). Den danske regjeringen forhandler i dag om en ny fiskeriavtale, hvor det er foreslått et forbud mot trålfiske i hele Bæltshavet og utvalgte deler av Kattegat innen 2030. Et lignende tiltak ble gjennomført i Lyme Bay, sørvest i England, hvor det i 2008 ble innført et trålforbud. Havbunnen her består av en mosaikk av ulike habitater, inkludert bløtbunnsområder, mudderflater, harde strukturer og korallrev. Havbunnen har et rikt biomangfold, blant annet flere sårbare korallararter som var i ferd med å forsvinne fra området etter flere år med bunntåling. Forbudet ble møtt med stor kritikk fra fiskere, men i dag 15 år senere bugner det med både muslinger, hummer og fisk i Lyme Bay (Renn et al. 2024). Fiskerne, som nå benytter seg av mindre skadelige fiskemetoder som teiner og garn, opplever større fangster som de også får solgt til høyere priser fordi forbrukerne er villige til å betale mer for fisk som er fanget på en skånsom og bærekraftig måte.

Flere land har nylig reist bekymringer omkring effekten av bunntåling i nasjonalparker og marine verneområder. EUs biodiversitetsplan jobber i dag mot et trålforbud i alle marine verneområder i Europa innen 2030. Press fra flere aktører, inkludert et konsortium av havforkjempere som Blue Marine Foundation og Oceana, har ført til lanseringen av kampanjen «Protect Our Catch». Kampanjen ber europeiske ledere forbedre og håndheve reguleringen i sine MPAs og til å forby bunntåling i disse

områdene permanent. Også i Skandinavia er det rettet større oppmerksomhet mot effekten av bunntåling i verneområder og nasjonalparker. Den svenske regjeringen la nylig frem et forslag om å forby bunntåling i marine nasjonalparker, naturreservater, biotopvernområder og Natura 2000-områder. Lovforslaget foreslås å tre i kraft fra 1. juni 2025 (Prop. 2024/25:81). Biodiversitetsrådet i Danmark publiserte også nylig et notat hvor de setter fokus på effekten av bunntåling i verneområder, og legger vekt på at bunntåling er uforenelig med et vern hvor det er ønskelig med en effektiv forbedring av marint biologisk mangfold (Biodiversitetsrådet 2024).

6.1 Spesifikke eksempler på reguleringer

6.1.1. EUs regelverk

Innenfor Den europeiske union (EU) er det flere initiativer og reguleringer som bygger på den felles fiskeripolitikken, habitatdirektivet, rammedirektivet for marinestrategi og den europeiske grønne avtalen som er relevante for å begrense bunntåling. Disse er følgende:

Handlingsplan: Beskytte og gjenopprette marine økosystemer for bærekraftig og motstandsdyktig fiske (vedtatt 21. februar 2023). Denne planen styrer utfasing av mobil bunnfiske i marine verneområder (MPA) innen 2030. (Handlingsplan, u.d.)

EU-landingsforpliktelsesforordningen (2019/1241). Oppmuntret til tekniske modifikasjoner av trålstyr for å redusere uønskede fangster og fremme bærekraftige fiskemetoder (Petetta et al. 2022).

EU-forordningen om tilgang til dyphav (2016/2336). Forbyr bunntåling dypere enn 800 meter i EU-farvann, noe som har ført til stenging av 87 sensitive soner for alt bunnutstyr i EU-farvannene i det nordøstlige Atlanterhavet.

EU-biodiversitetsstrategi for 2030: Bring naturen tilbake i våre liv (COM/2020/380). Strategien har som mål å beskytte naturen og gjenopprette biologisk mangfold, inkludert marine økosystemer. Den krever tiltak som begrenser fiskeredskaper som skader biologisk mangfold.

Hellas

I april 2024 ble Hellas det første europeiske landet som forbød bunntåling i alle sine marine verneområder. Forbudet vil bli implementert i nasjonale marine parker innen 2026 og i alle verneområder innen slutten av tiåret (McVeigh & Smith 2024).

Sverige

I januar 2025 foreslo Sverige en lovgivning for å forby bunntåling i sine marine verneområder, og satte med dette et eksempel for andre EU-land. Den svenske regjeringen tar skritt for å endre lovgivningen, og baner vei for dette fremtidige forbudet. (Förbud mot bottenråling i marina skyddade områden, 22.1.2025).

Danmark

I februar 2025 foreslo Danmark å forby bunntåling i over 17 % av sine farvann, inkludert hele Beltehavet og deler av Kattegat, både innenfor og utenfor marine verneområder (FVM Pressemeldelse, 03.02.2025).

6.1.2. Regelverk utenfor EU

Storbritannia

Storbritannia har forbudt bunntåling i 13 marine verneområder, som til sammen dekker omtrent 4 000 km². Det anslås at den britiske økonomiske sonen (EEZ) lagrer 524 Mt organisk karbon (OC) i havbunnsedimenter, men virkningen av bunntåling på dette karbonlageret er ikke godt forstått. En karbonvulnerabilitetsrangering (CVR) har blitt utviklet for å identifisere områder med størst risiko for karbonfrigjøring (Black et al. 2022). Denne nye metoden for å kartlegge OC-hotspots kan brukes til å identifisere prioriterte områder for beskyttelse for å minimere utslipp og sikre karbonressursen.

USA

Fra 1. januar 2020 utvidet den amerikanske regjeringen de totale områdene stengt for bunntråling med 363 513 km², som inkluderer en økning på 44 498 km² i essensielle fiskebiotopvernområder langs vestkysten. Dette regulatoriske rammeverket forbyr effektivt bunntråling i omtrent 90 % av disse kritiske habitatene, og demonstrerer en forpliktelse til marin bevaring, samtidig som det opprettholder balansen mellom vern og kommersielt fiske (Shester et al. 2021).

6.2 Overholdelse

Selv om forbud og restriksjoner på bunntråling er i ferd med å utvikles og implementeres (Tabell 2), er mange av disse initiativene relativt nye, f.eks. forbudene i 2022 ved South Dorset og Dogger Bank MPAs i Storbritannia. Derfor er det vanskelig å vurdere i hvilken grad reguleringene oppnår de ønskede målene. Etter at Europakommisjonen stengte 87 VMEs i november 2022, ble bunnkontaktfiske redusert med 81 % i disse områdene, men likevel ble det registrert 3 500 timer med fortsatt fiskeaktivitet. I tillegg pågår det fortsatt betydelig fiskeaktivitet i ubeskyttede områder og dypere enn 800 m noe som understreker behovet for forbedret overvåking og kontroll (Victorero et al. 2025).

Sea Alliance (atlas.medseaalliance.org) kartlegger områder i Middelhavet hvor bunntråling er forbudt og fremhever bevis på ulovlig tråling, som skyldes manglende håndheving og andre faktorer. Seas At Risk (seas-at-risk.org) tilbyr et lignende verktøy for å overvåke aktivitet i Nordsjøen og Østersjøen.

Overholdelse av fiskerestriksjoner, inkludert de som gjelder bunntråling og snurrevad, anses som relativt høy i Norge, på grunn av håndhevings- og overvåkingstiltak. Imidlertid forventes også tilfeller av manglende overholdelse. Som en indikator på manglende overholdelse, var Norges IUU (Illegal, Unreported and Unregulated Fishing Index; iuufishingindex.org) fiskepoengsum på 2,31 i 2023 – altså noe høyere enn det globale gjennomsnittet på 2,28. Selv om enkelte land har langt større utfordringer med ulovlig og urapportert fiske, som Kina (3,69), tyder Norges IUU-score på at det er utfordringer med å håndheve reguleringer knyttet til bunntråling og snurrevad i Norge.

6.3 Integrering av hensyn til organisk karbon i fiskeriforvaltning

Selv om det er en økende anerkjennelse av betydningen av god fiskeriforvaltning for karbonforvaltning i marine økosystemer (Andersen et al. 2024), identifiserte vår gjennomgang ingen eksempler der informasjon om organisk karbon ennå har blitt integrert i nasjonale fiskeriforvaltningspraksiser. Dette er et utviklingsområde, hvor både vitenskapelig og politisk forskning har begynt å utforske konsepter som 'Maximum Carbon Sequestration' (MCS) som et potensielt forvaltningsmål, komplementært til 'Maximum Sustainable Yield' (MSY), eller inkludering av fiskeriaktiviteter i karbonmarkeder (Krabbe et al. 2022). Konseptet med MCS innebærer å la fiskebestander komme seg for å opprettholde mer biomasse, målrette bevaringstiltak for bestander som best bidrar til negative utslipp (størst potensial for karbonlagring), differensiering av fiskerier innen arter, samt utforske nye økosystembaserte forvaltningsmetoder (Krabbe et al. 2022). Krabbe et al. (2002) oppfordrer også til utvikling av internasjonale retningslinjer for hvordan MCS kan integreres i fiskeriforvaltningen for å fremme et klimaperspektiv.

7 Nøkkelfunn og oppsummering

- De fleste studier er enige om at høye og middels nivåer av bunntråling reduserer organisk karbonlager i sedimenter og reduserer karbonakkumuleringsrater. Likevel varierer estimatene betydelig, og usikkerheten forblir høy.
- Bunntråling i karbonrike områder, som Skagerrak og Barentshavet, samt glasiøle renner, har størst påvirkning på karbondynamikken på havbunnen. Flere studier har vist at redusert fiskeriintensitet i disse områdene, spesielt gjennom forbedret forvaltning og reguleringer, kan ha en viktig positiv effekt på organiske karbonlagre og akkumuleringsrater.
- Påvirkningen av bunntråling på karbon, habitater og fauna er sannsynligvis en undervurdering når man studerer lenge fiskede, degraderte områder fordi historiske produktivitetsnivåer sannsynligvis har gått ned, noe som gjør det mer utfordrende å forstå uberørte forhold.
- Snurrevadfiske har en mindre påvirkning organisk karbonlagring enn bunntråling, samtidig som det fører til betydelig lavere CO₂-utslipp. Likevel innebærer den økende bruken av snurrevad på lignende måte som bunntrål, spesielt i kystnære områder som tidligere har vært mindre påvirket av bunntråling, en risiko for nye forstyrrelser i sårbare habitater.
- Implementeringen av bunntrålingsrestriksjoner i marine verneområder (MPA) går sakte, og hensynet til organisk karbon er fortsatt i en tidlig fase i fiskeriforvaltningen. Til tross for økende vitenskapelig anerkjennelse av marine sedimenter rolle i det globale karbonkretsløpet, har dette i liten grad blitt omsatt til praktisk fiskeripolitikk.
- Bunntråling kan ha negativ påvirkning på truede arter og habitater, inkludert SVOer i Norge og arktiske habitater på Svalbard. Mobilt bunnfiske påvirker bentiske samfunnsstrukturer og funksjoner, men de langsiktige konsekvensene for samspillet mellom biologisk mangfold, økosystemfunksjoner og karbonprosesser er fortsatt lite studert i norske farvann. Tilsvarende mangler det informasjon i Norge om effektene av marine verneområder under Naturmangfoldloven.
- Beskyttelse av bentiske økosystemer har ikke bare positive effekter på biologisk mangfold, men bidrar også til å opprettholde lagret karbon. Men på grunn av det komplekse samspillet mellom biologisk mangfold og karbonlagring er denne effekten fortsatt vanskelig å kvantifisere.
- Beskyttelsestiltak direkte rettet mot karbonrike områder har den største effekten på karbonlagring.
- Det har vært en generell reduksjon i CO₂-utslipp i form av redusert drivstofforbruk fra bunntrål- og snurrevad-flåter, i form av mindre flåtestørrelse og i mye mindre grad av direkte investeringer i teknologi som kan bane vei for å avkarbonisere fiskerivirksomheten.
- Det er lite økonomisk insentiv for investeringer i utslippsreducerende teknologi, ettersom utslippsintensitet og økonomiske effektivitet allerede har forbedret seg over tid. Derfor er det behov for strengere reguleringer som direkte presser fartøyeiere mot avkarbonisering. Karbonavgifter alene er ikke tilstrekkelig med mindre de økes betydelig.
- Et mer helhetlig syn på fiskerinæringens totale karbonfotavtrykk, som for eksempel konseptet "Maximum Carbon Sequestration" (MCS), kan gi nyttig informasjon for en mer bærekraftig karbonforvaltning.
- Fiskerirelatert plastavfall utgjør en stor andel av søppelbelastningen på havbunnen, og i noen områder kan det utgjøre opptil 90 % av observert søppel. Opportunistisk overvåking gjennom det

internasjonale bunntålfiskeriet gir sammenlignbare data for regionale hav og land. Men datarapportering (ICES DATRAS) skiller ikke mellom forskjellige kategorier fiskerirelatert avfall som dollytau, garn og monofilament, og heller ikke mellom typer fiskerier. Det pågår internasjonale initiativer for å utvikle mer detaljert kategorisering av fiskerirelatert avfall, noe som i fremtiden kan støtte mer presise vurderinger og sammenligninger mellom ulike typer fiskerier.

8 Metoder

8.1 Beregning av organisk karboninnhold under et ikke-trålescenario

Data publisert av Det internasjonale råd for havforskning (ICES) (via EMODnet) ble brukt for fiskepresset (i SAR) på overflatesedimenter (0-2 cm).

Fiskepresset (i SAR) på sedimenter ble ikke skilt etter fiskeredskap, men inkluderer bunntål, bunnsnurrevad, skraper og bomtrål. Imidlertid opererer ikke skraper og bomtrål i Norge, og snurrevadfiske foregår hovedsakelig i Nordsjøen og Skagerrak med betydelig mindre innsats enn bunntåling (Figur 6).

Zhang et al. (2024) utførte scenariosimuleringer som startet fra uberørte scenarier for deretter å simulere effekten av tråling på organisk karboninnhold og estimere endringen i forholdet mellom organisk karbon og leire. Norske farvann har vært tungt trålet over lang tid, noe som gir et annet utgangspunkt. Imidlertid, med antakelsen om at habitater vil gå tilbake til sin tidligere tilstand etter at trålingen opphører, er det mulig å reformulere forholdet for organisk karbon til leireinnhold under et 10-års og 50-års ikke-trålescenario, henholdsvis presentert i deres figur 5c og 5d. Med antakelsen om at det totale leireinnholdet ikke endres under dette scenariet, og ved å bruke tilgjengelige estimater fra Diesing et al. (2024) for organisk karboninnhold, er det mulig å projisere endringen i organisk karboninnhold for områdene hvor både organiske karbonestimater og data om fiskepress er tilgjengelige.

De opprinnelige ligningene av Zhang et al. (2024) antyder at ved lave SAR-verdier øker forholdet mellom organisk karbon og leire. I scenariet som vurderes her, innebærer dette at i områder som har vært fisket med lavt press, vil lettelsen av trålepress automatisk føre til en reduksjon i forholdet mellom organisk karbon og leire. Mens effekten av lave SAR-verdier på karboninnhold har vist seg å ha varierende effekter (Epstein et al. 2022), virker dette ikke plausibelt, og derfor presenteres ikke områder med lave SAR-verdier her.

Gitt de betydelige antakelsene og usikkerheten i dataene, bør disse estimatene ses på som foreløpige. Likevel gir de en verdifull indikasjon på den potensielle økningen i karboninnhold under et idealisert ikke-trålescenario.

8.2 Beregning av utslipp og forholdsindikatorer for norske fartøy som fisker med bunntål eller snurrevad

Data om de totale og aktive innenlandske fartøyene som opererer innenfor Norges økonomiske sone (EEZ) ble hentet fra Fiskeridirektoratet. Aktive fartøy er de som Fiskeridirektoratet registrerer økonomisk aktivitet for på årlig basis. Disse dataene dekker perioden mellom 1985 og 2024. Denne tidsserien ble supplert med data hentet fra Sea Around Us (SAU) – som utvidet tidsserien bakover til 1950. Det er verdt å merke seg at forskjeller i flåtestørrelse over perioden hvor begge datasettene overlappet (1985-2010)

kun viste minimale avvik (dvs. gjennomsnittlige årlige forskjeller: $3\% \pm 1\%$; forskjellene var større enn 5 % kun i 1985, 1986 og 2009).

SAU-datasettet er delt inn i fiskeredskaper (inkludert bunnetrål, snurrevad, pelagisk trål og reketrål) og lengdeklasser (med kategorier 1-8m, 8-16m, 16-25m, 25-50m, og >50m). Disse dataene inkluderer også informasjon om fiskeriinnsats (i kW) og CO₂-utslipp (i tonn) fra drivstofforbruk. Sistnevnte ble estimert ved hjelp av metodene utviklet av Greer et al. (2019).

Felles redskaps- og lengdeklasse-segregering av flåten var ikke offentlig tilgjengelig fra offisielle kilder. Gitt at vårt mål var å estimere CO₂-utslipp fra redskapsspesifikke flåtesubsett (eller metiers) over tid, hentet vi først flåtestørrelse, fiskeriinnsats og CO₂-utslippsdata fra SAU-datasettet for perioden mellom 1950 og 1984. Imidlertid beregnet vi disse variablene på nytt mellom 1985 og 2010 ved hjelp av de offisielle flåtestørrelsene fra Fiskeridirektoratet. Disse dataene ble også brukt til å utvide tidsseriene for fiskeriinnsats og CO₂-utslipp for metiers av interesse frem til 2024.

Denne prosessen begynte med å segregere flåten etter redskapstyper. Dette ble oppnådd ved å multiplisere det proporsjonale bidraget fra hvert redskap til det totale antallet fartøy (SAU-datasett) med de tilsvarende offisielle årlige flåtestørrelsesestimater (Fiskeridirektoratets datasett). Ettersom proporsjonene funnet i SAU-dataene kun var tilgjengelige frem til 2010, ble tidsserien (2011-2024) fullført ved (i) å videreføre et 5-årig glidende gjennomsnitt av endringsraten i det proporsjonale bidraget fra hvert redskap til den totale flåten, og (ii) multiplisere det med den tilsvarende endringsraten for det offisielle flåtestørrelsesestimatet det samme året.

Deretter estimerte vi prosentbidraget fra hver lengdeklasse til deres tilsvarende metiers. Vi utvidet tidsserien til 2024 ved å følge samme prosedyre som ble brukt for å estimere fartøy per metier. Antallet fartøy per redskap etter lengdeklasse ble deretter multiplisert med årlige innsatskonstanter (Tabell 3) for å beregne den totale innsatsen per metier.

Deretter estimerte vi CO₂-utslippene ved å multiplisere innsatsnivåene for hver metier med deres tilsvarende CO₂-utslippsrater per enhet av innsats. Sistnevnte verdier ble avledet ved å dele de årlige CO₂-utslippene (i tonn) for hver redskaps- og lengdeklassekombinasjon med deres tilsvarende fiskeriinnsats. Disse kvotientene reflekterer en forbedring i drivstoffeffektivitet over tid.

Til slutt aggregerte vi de offisielle landingene og landet verdi per redskap av interesse rapportert av Fiskeridirektoratet i de samme kategoriene som brukes av Sea Around Us. Vi estimerte fire ytelsesindekser for hver metier: (a) totale CO₂-utslipp fra drivstoff, (b) drivstoffintensitet (dvs. tonn CO₂ utslipp per tonn landet fangst), (c) økonomisk effektivitet av karbonutslipp (dvs. metier fortjeneste per tonn CO₂ utslipp), og (d) karbonskatteeffekten (dvs. endringen i fortjeneste forbundet med innføringen av en karbonskatt på metiers CO₂-utslipp). Fortjenestemarginer for bunnetrål ble tilnærmet ved å bruke informasjon for havgående demersale fartøy og for snurrevad for kystnære demersale fartøy, tilgjengelig i offisielle årlige lønnsomhetsrapporter. Karbonskattesatser ble hentet fra Verdensbankens 'Carbon Pricing Dashboard'. Disse satsene ble multiplisert med metiers CO₂-utslipp, deretter trukket fra deres inntekter, og deretter alle andre driftskostnader for å estimere effekten av at innføringen av en karbonskatt ville ha på metiers lønnsomhet.

Tabell 3: Årlige innsatsnivåkonstanter etter redskap og lengdeklasse avledet fra SAU-data.

Gøre	Lengdeklasse (m)	Årlig innsats per fartøy (kW)
Bunnetrål	08.00 - 15.99	11,744.23
	16.00 - 24.99	37,143.31
	25.00 - 49.99	117,472.25
Snurrevad	08.00 - 15.99	11,391.91
	16.00 - 24.99	36,029.01

9 Referanser

- Aminian-Biquet J, Gorjanc S, Sletten J, Vincent T, Laznya A, Vaidianu N, Claudet J, Young J, e Costa BH. 2024. Over 80% of the European Union's marine protected area only marginally regulates human activities. *One Earth* 7: 1614-1629.
- Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD ... Jennings S. 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: E10275-E10282.
- Andersen NF, Cavan EL, Cheung WW, Martin AH, Saba GK, Sumaila UR. 2024. Good fisheries management is good carbon management. *npj Ocean Sustainability* 3: 17.
- Anderson RF, Sachs JP, Fleisher MQ, Allen KA, Yu J, Koutavas A, Jaccard SL. 2019. Deep-sea oxygen depletion and ocean carbon sequestration during the last ice age. *Global Biogeochemical Cycles* 33: 301-317.
- Angiolillo M, di Lorenzo B, Farcomeni A, Bo M, Bavestrello G, Santangelo G, Cau A, Mastascusa V, Cau A, Sacco F, Canese S. 2015. Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). *Marine pollution bulletin* 92(1-2): 149-159.
- Appeltans W, Provoost P, Principe SC, Driedger A, Webb T, Costello MJ. 2024. Biodiversity knowledge and threats on marine life: Assessing no-take zones as a refuge for marine species. I: IOC-UNESCO. 2024. State of the ocean report, Paris. (IOC Technical Series, 190), p.31-33. [Doi: 10.25607/4wbg-d349](https://doi.org/10.25607/4wbg-d349).
- Arndt S, Jørgensen BB, LaRowe DE, Middelburg JJ, Pancost RD, Regnier P. 2013. Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: A review and synthesis. *Earth-science reviews* 123: 53-86.
- Atwood TB, Romanou A, DeVries T, Lerner PE, Mayorga JS, Bradley D, Cabral RB, Schmidt GA, Sala E. 2024. Atmospheric CO₂ emissions and ocean acidification from bottom-trawling. *Frontiers in Marine Science* 18, Doi: 10.3389/fmars.2023.1125137.
- Atwood TB, Witt A, Mayorga J, Hammill E, Sala E. 2020. Global patterns in marine sediment carbon stocks. *Frontiers in Marine Science* 7: 165.
- Barry J, Rindorf A, Gago J, Silburn B, McGoran A, Russell J. 2023. Top 10 marine litter items on the seafloor in European seas from 2012 to 2020. *Science of the Total Environment* 902: 165997.
- Barry J, Russell J, van Hal R, van Loon WMGM, Norén K, Kammann U, Galgani F, Gago J, De Witte B, Gerigny O, Lopes C, Pham CK, Garcia S, Sousa R, Rindorf A. 2022. Composition and Spatial Distribution of Litter on the Seafloor. I: OSPAR 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London.
- Beauchard O, Bradshaw C, Bolam S ... Smith CJ. 2023. Trawling-induced change in benthic effect trait composition – A multiple case study. *Frontiers in Marine Science* 10: 1303909.
- Beauchard O, Veríssimo H, Queirós AM, Herman PMJ. 2017. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. *Ecological Indicators* 76: 81-96.
- Berenbaum MR. 2021. Retraction for Cabral et al. A global network of marine protected areas for food. *PNAS* 118: e2117750118. Doi: 10.1073/pnas.2117750118.
- Berner RA. 1982. Burial of organic carbon and pyrite sulfur in the modern ocean: Its geochemical and environmental significance. *American Journal of Science* 282: 451-473.
- Bianchi TS, Brown CJ, Snelgrove PV, Stanley RR, Cote D, Morris C. 2023. Benthic invertebrates on the move: a tale of ocean warming and sediment carbon storage. *Limnology and Oceanography Bulletin* 32: 1-5.
- Biodiversitetsrådet. 2024. Notat: Anvendelse af bundslæbende fiskeredskaber i beskyttede havområder - effekten på den marine biodiversitet. ISBN: 978-87-974319-55
- Black KE, Smeaton C, Turrell WR, Austin WE. 2022. Assessing the potential vulnerability of sedimentary carbon stores to bottom trawling disturbance within the UK EEZ. *Frontiers in Marine Science* 9: 892892.
- Bluhm BA, Janout MA, Danielson SL, Ellingsen I, Gavrilov M, Grebmeier JM ... Carmack EC. 2020. The Pan-Arctic continental slope: Sharp gradients of physical processes affect pelagic and benthic ecosystems. *Frontiers in Marine Science* 7: 544386.
- Bockelmann FD, Puls W, Kleeberg U, Müller D, Emeis KC. 2018. Mapping mud content and median grain-size of North Sea sediments—A geostatistical approach. *Marine Geology*, 397: 60-71.
- Bodil BA, Ambrose WG, Bergmann M, Clough LM, Gebruk AV, Hasemann C ... Włodarska-Kowalczyk M. 2011. Diversity of the arctic deep-sea benthos. *Marine Biodiversity* 41: 87-107.
- Bolam SG, Garcia C, Eggleton J, Kenny AJ, Buhl-Mortensen L, Gonzalez-Mirelis G, van Kooten T, Dinesen G, Hansen J, Hiddink JG, Sciberras M. 2017. Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitats. *Marine Environmental Research* 126: 1-13.
- Bonsu PO, Letschert J, Yates KL, Svendsen JC, Berkenhagen J, Rozemeijer MJ ... Stelzenmüller V. 2024. Co-location of fisheries and offshore wind farms: Current practices and enabling conditions in the North Sea. *Marine Policy* 159: 105941.

- Buhl-Mortensen L, Aglen A, Breen M, Buhl-Mortensen P, Ervik A, Husa V, Løkkeborg S, Røttingen I, Stockhausen HH. 2013. Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna: Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak. Havforskningsinstituttet Rapport 2-2013.
- Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P. 2017. Marine litter in the Nordic Seas: distribution composition and abundance. *Marine Pollution Bulletin* 125: 260-270.
- Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P. 2018. Impacts of bottom trawling and litter on the seabed in Norwegian waters. *Frontiers in Marine Science* 5: 42.
- Buhl-Mortensen L, Ellingsen KE, Buhl-Mortensen P, Skaar KL, Gonzalez-Mirelis G. 2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES Journal of Marine Science* 73(suppl_1): i98-114.
- Burdige DJ. 2007. Preservation of organic matter in marine sediments: controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets?. *Chemical reviews* 107(2): 467-85.
- Cabral RB, Bradley D, Mayorga J, Goodell W, Friedlander AM, Sala E ... Gaines SD. 2020. RETRACTED: A global network of marine protected areas for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117: 28134-28139.
- Canals M, Pham CK, Bergmann M, Gutow L, Hanke G, Van Sebille E, Angiolillo M, Buhl-Mortensen L, Cau A, Ioakeimidis C, Kammann U. 2021. The quest for seafloor macrolitter: a critical review of background knowledge, current methods and future prospects. *Environmental Research Letters* 16(2): 023001.
- Cartapanis O, Galbraith ED, Bianchi D, Jaccard SL. 2018. Carbon burial in deep-sea sediment and implications for oceanic inventories of carbon and alkalinity over the last glacial cycle. *Climate of the Past* 14: 1819-1850.
- Chiba S, Saito H, Fletcher R, Yogi T, Kayo M, Miyagi S, Ogido M, Fujikura K. 2018. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy* 96: 204-212.
- Cochrane SKJ, Ziegler A, Andrews AJ, Borgersen G, Bedington M. 2024. Fagutredning for virkninger av havvind på bunnsamfunn og naturtyper: Vestavind B, Vestavind F og Sørvest F. Akvaplan-niva rapport 2024: 65376.01.
- Day A, Paquet S, Scott N, Hambley L. 2012. ICT Demands Scale. APA PsycTests. Doi: 10.1037/t17024-000.
- Day JJ, Hargreaves JC, Annan JD, Abe-Ouchi A. 2012. Sources of multi-decadal variability in Arctic sea ice extent. *Environmental Research Letters* 7: 034011.
- De Groot SJ. 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* 9: 177-190.
- de Haas H, van Weering TCE, de Stigter H. 2002. Organic carbon in shelf seas: sinks or sources, processes and products. *Continental Shelf Research* 22: 691-717.
- Diesing M, Kröger S, Parker R, Jenkins C, Mason C, Weston K. 2017. Predicting the standing stock of organic carbon in surface sediments of the North–West European continental shelf. *Biogeochemistry* 135: 183-200.
- Diesing M, Sciberras M, Thorsnes T, Bjarnadóttir LR, Moe ØG. 2025. Mapping organic carbon vulnerable to mobile bottom fishing in Norwegian continental margin sediments. Doi: [10.2139/ssrn.5116955](https://doi.org/10.2139/ssrn.5116955).
- Diesing M, Thorsnes T, Bjarnadóttir LR. 2021. Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak. *Biogeosciences* 18: 2139-2160.
- Diesing M, Thorsnes T, Bjarnadóttir LR. 2024. Glacial troughs as centres of organic carbon accumulation on the Norwegian continental margin. *Communications Earth & Environment*. Doi: 10.1038/s43247-024-01502-8.
- Diesing P, Bogdanov D, Keiner D, Satymov R, Toke D, Breyer C. 2024. Exploring the demand for inter-annual storage for balancing wind energy variability in 100% renewable energy systems. *Energy* 312: 133572. Doi: 10.1016/j.energy.2024.133572.
- Duarte CM, Middelburg JJ, Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2: 1-8.
- Duncan EM, Vieira N, González-Irusta JM, Dominguez-Carrió C, Morato T, Carreiro-Silva M, Jakobsen J, Jakobsen K, Porteiro F, Schläpfer N, Herrera L. 2023. Predicting the distribution and abundance of abandoned, lost or discarded fishing gear (ALDFG) in the deep sea of the Azores (North Atlantic). *Science of the Total Environment* 900: 166579.
- Dunkley F, Solandt JL. 2022. Windfarms, fishing and benthic recovery: overlaps, risks and opportunities. *Marine Policy* 145: 105262.
- Dunne JP, Sarmiento JL, Gnanadesikan A. 2007. A synthesis of global particle export from the surface ocean and cycling through the ocean interior and on the seafloor. *Global Biogeochemical Cycles* 21: GB4006.
- Dunsha G, Olausson K, Eckbo NH. 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. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2024-3.
- Duplisea DE, Jennings S, Malcolm SJ, Parker R, Sivy DB. 2001. Modelling potential impacts of bottom trawl fisheries on soft sediment biogeochemistry in the North Sea. *Geochemical Transactions* 2: 1-6.
- Dureuil M, Boerder K, Burnett KA, Froese R, Worm B. 2018. Elevated trawling inside protected areas undermines conservation outcomes in a global fishing hot spot. *Science* 362(6421): 1403-1407.

- Eggleton JD, Depestele J, Kenny AJ, Bolam SG, Garcia C. 2018. How benthic habitats and bottom trawling affect trait composition in the diet of seven demersal and benthivorous fish species in the North Sea. *Journal of Sea Research* 142: 132-46.
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, Dinesen GE, Egekvist J, Fock HO, Geitner K, Gerritsen HD. 2017. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* 74(3): 847-65.
- Elsler LG, Oostdijk M, Levin LA, Satterthwaite EV, Pinsky ML, Crespo GO, Wisz MS. 2022. Protecting ocean carbon through biodiversity and climate governance. *Frontiers in Marine Science* 9: 880424.
- EPA. 2024. Global greenhouse gas overview. www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-overview
- Epstein G, Middelburg JJ, Hawkins JP, Norris CR, Roberts CM. 2022. The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Global Change Biology*. Doi: 10.1111/gcb.16105.
- Eriksen E, van der Meeren GI, Nilsen BM, von Quillfeldt CH, Johnsen H. 2021. Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder-Miljøverdi. En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder Havforskningsinstituttet 2021/332.
- Fabry VJ, Seibel BA, Feely RA, Orr JC. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65(3): 414-32.
- Falk-Andersson J, Berkhout BW, Abate TG. 2019. Citizen science for better management: Lessons learned from three Norwegian beach litter data sets. *Marine pollution bulletin* 138: 364-375.
- FAO 2024. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024. Blue transformation in action, FAO, Rome. [Doi: 10.4060/cd0683en](https://doi.org/10.4060/cd0683en)
- Fernández-Chacón A, Villegas-Ríos D, Moland E, Baskett ML, Olsen EM, Carlson SM. 2020. Protected areas buffer against harvest selection and rebuild phenotypic complexity. *Ecological Applications* 30: e02108.
- Filbee-Dexter K, Pessarrodona A, Duarte CM, Krause-Jensen D, Hancke K, Smale D, Wernberg T. 2023. Seaweed forests are carbon sinks that may help mitigate CO2 emissions: a comment on Gallagher et al. 2022. *ICES Journal of Marine Science* 80: 1814-1819.
- Fiskeridirektoratet. 2024. Fangst fordelt på redskap (offisiell statistikk). www.fiskeridir.no/statistikk-tall-og-analyse/data-og-statistikk-om-yrkesfiske/fangst/fangst-fordelt-pa-redskap-offisiell-statistikk
- Franceschini S, Lynham J, Madin EM. 2024. A global test of MPA spillover benefits to recreational fisheries. *Science Advances*, 10(29): eado9783.
- Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones MW ... Zaehle S. 2020. Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data* 12(4): 3269-3340. Doi: 10.5194/essd-12-3269-2020.
- FVM 2025. Regeringen er klar med udspil om fremtidens fiskeri. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri Denmark, pressemeddelelse, 03.02.2025. <https://fvm.dk/nyheder-og-pressemeddelelser/2025/feb/regeringen-klar-med-fiskeriudspil>
- Galgani F, Jaunet S, Campillo A, Guenegen X, His E. 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the north-western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 30(11): 713-717.
- Galgani F, Leaute JP, Moguedet P, Souplet A, Verin Y, Carpentier A, Goraguer H, Latrouite D, Andral B, Cadiou Y, Mahe JC. 2000. Litter on the sea floor along European coasts. *Marine pollution bulletin* 40(6): 516-527.
- Galgani, F. Souplet, A. and Cadiou, Y. 1996. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series*, 142, pp.225-234.
- Galil BS, Golik A, Türkay M. 1995. Litter at the bottom of the sea: a seabed survey in the Eastern Mediterranean. *Marine pollution bulletin* 30(1): 22-24.
- García-Alegre A, Román-Marcote E, Gago J, González-Nuevo G, Sacau M, Muñoz PD. 2020. Seabed litter distribution in the high seas of the Flemish Pass area (NW Atlantic). *Scientia Marina* 84(1): 93-101.
- Gell FR, Roberts CM. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution* 18(9): 448-455.
- Gorelli G, Sardà F, Company JB. 2016. Fishing effort increase and resource status of the deep-sea red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso 1816) in the Northwest Mediterranean Sea since the 1950s. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 24(2): 192-202.
- Graves CA, Benson L, Aldridge J ... Parker R. 2022. Sedimentary carbon on the continental shelf: Emerging capabilities and research priorities for Blue Carbon. *Frontiers in Marine Science* 9: 926215.
- Greer K, Zeller D, Woroniak J, Coulter A, Winchester M, Palomares MLD, Pauly D. 2019. Global trends in carbon dioxide (CO2) emissions from fuel combustion in marine fisheries from 1950 to 2016. *Marine Policy* 107: 103382.
- Greiffenhagen L, Titschack J, Wienberg C, Wang H, Hebbeln D. 2024. Cold-water coral mounds are effective carbon sinks in the western Mediterranean Sea. *EGUsphere*. Chicago. Doi: 10.5194/egusphere-2024-2532 .
- Grøsvik BE, Buhl-Mortensen L, Bergmann M, Booth AM, Gomiero A, Galgani F. 2022. Status and future recommendations for recording and monitoring litter on the Arctic seafloor. *Arctic Science* 9(2): 345-55.

- Grøsvik BE, Prokhorova T, Eriksen E, Krivosheya P, Horneland PA, Prozorkevich D. 2018. Assessment of marine litter in the Barents Sea, a part of the Joint Norwegian–Russian Ecosystem Survey. *Frontiers in Marine Science* 5: 72.
- Gruber N, Clement D, Carter BR, Feely RA, Van Heuven S, Hoppema M, Ishii M, Key RM, Kozyr A, Lauvset SK, Lo Monaco C. 2019. The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science* 363(6432): 1193–9.
- Hedges JI, Keil RG. 1995. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis. *Marine Chemistry* 49: 81–115.
- Heinatz K, Scheffold MIE. 2023. A first estimate of the effect of offshore wind farms on sedimentary organic carbon stocks in the Southern North Sea. *Frontiers in Marine Science* 9: 1068967.
- Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(31): 8301–8306.
- Hiddink JG, van de Velde SJ, McConnaughey RA, De Borger E, Tian J, Kaiser MJ, Sweetman AK, Sciberras M. 2023. Quantifying the carbon benefits of ending bottom trawling. *Nature* 617(7960): E1–2.
- Hilborn R, Amoroso R, Collie J, Hiddink JG, Kaiser MJ, Mazor T, McConnaughey RA, Parma AM, Pitcher CR, Sciberras M, Suuronen P. 2023. Evaluating the sustainability and environmental impacts of trawling compared to other food production systems. *ICES Journal of Marine Science* 80(6): 1567–79.
- Hilborn R, Kaiser MJ. 2022. A path forward for analysing the impacts of marine protected areas. *Nature* 607(7917): E1–E2.
- House KZ, Schrag DP, Harvey CF, Lackner KS. 2006. Permanent carbon dioxide storage in deep-sea sediments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(33): 12291–12295.
- Ioakeimidis C, Zeri C, Kaberi H, Galatchi M, Antoniadis K, Streftaris N, Galgani F, Papathanassiou E, Papatheodorou G. 2014. A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas. *Marine Pollution Bulletin* 89(1–2): 296–304.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers. I: IPCC Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate [Pörtner HO, Roberts DC, Masson-Delmotte V ... Weyer NM (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–35. Doi: 10.1017/9781009157964.001.
- Iversen MH. 2023. Carbon export in the ocean: a biologist's perspective. *Annual Review of Marine Science* 15(1): 357–381.
- Jennings S, Dinmore TA, Duplisea DE, Warr KJ, Lancaster JE. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70(3): 459–475.
- Jonsson PR, Corell H, André C, Svedäng H, Moksnes PO. 2016. Recent decline in cod stocks in the North Sea–Skagerrak–Kattegat shifts the sources of larval supply. *Fisheries Oceanography* 25(3): 210–28.
- Jørgensen BB, Wenzhöfer F, Egger M, Glud RN. 2022. Sediment oxygen consumption: Role in the global marine carbon cycle. *Earth-Science Reviews* 228: 103987.
- Jørgensen LL, Planque B, Thangstad TH, Certain G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science* 73(suppl_1): i84–i97.
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spence FE, Brand AR. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69(3): 494–503.
- Kaiser MJ, Spencer BE. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* 65: 348–358.
- Keil R. 2017. Anthropogenic forcing of carbonate and organic carbon preservation in marine sediments. *Annual Review of Marine Science* 9(1): 151–72.
- Kerwath SE, Winker H, Götz A, Attwood CG. 2013. Marine protected area improves yield without disadvantaging fishers. *Nature communications* 4(1): 2347.
- Kiswaka EB, Felix M. 2020. Norwegian Sea area Permo-Triassic organic-carbon-rich deposits from seismic. *Marine and Petroleum Geology* 119: 104463.
- Kleiven AR, Thorstensen HS, Norderhaug KM, van der Meeren G, Dunlop KM, Thorbjørnsen SH, Chacón, AF, van der Meeren T, Moland, E, Skern-Mauritzen M, Jørgensen LL, Haarr ML. 2024. Hvor godt fungerer marine bevaringsområder? En litteraturstudie. SALT Rapport nr 1090 M-2888|2024.
- Krabbe N, Langlet D, Belgrano A, Villasante S. 2022. Reforming international fisheries law can increase blue carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science* 9: 800972.
- Kristensen E, Penha-Lopes G, Delefosse M, Valdemarsen T, Quintana CO, Banta GT. 2012. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine ecology progress series* 446: 285–302.
- Kuczenski B, Vargas Poulsen C, Gilman EL, Musyl M, Geyer R, Wilson J. 2022. Plastic gear loss estimates from remote observation of industrial fishing activity. *Fish and Fisheries* 23(1): 22–33.
- Lawrence JM, Speirs DC, Heath MR, Fujii T, Burns F, & Fernandes PG. 2024. Elevated fish densities extend kilometres from oil and gas platforms. *Plos one* 19(5): e0302738.

- Lebreton L, Royer SJ, Peytavin A, Strietman WJ, Smeding-Zuurendonk I, Egger M. 2022. Industrialised fishing nations largely contribute to floating plastic pollution in the North Pacific subtropical gyre. *Scientific Reports* 12(1): 1-1.
- Løkkeborg S, Bakkeplass KG, Diesing M, Gjøsæter H, Gonzalez-Mirelis G, Hvingel C, Jørgensen LI, Moland E, Norderhaug KJ, Rastrick S. 2023. Effekter av bunntråling - Sammenstilling av kunnskap om bunnpåvirkning fra trål og snurrevad relevant for norske farvann. Rapport fra havforskningen 2023-1.
- Luisetti T, Turner RK, Andrews JE, Jickells TD, Kröger S, Diesing M, Paltriguera L, Johnson MT, Parker ER, Bakker DC, Weston K. 2019. Quantifying and valuing carbon flows and stores in coastal and shelf ecosystems in the UK. *Ecosystem services* 35: 67-76.
- Lusher A, Hollman P, Mendoza-Hill J. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO.
- Maes T, Barry J, Leslie HA ... Thain JE. 2018. Below the surface: Twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europe (1992–2017). *Science of the Total Environment* 630: 790-798.
- Mareano. 2022. High concentration of trawl marks north of Svalbard. <https://mareano.no/en/news/news-2022/high-concentration-of-trawl-marks-north-of-svalbard>
- Marine Conservation Institute. 2021. SeaStates 2021: Marine Protection in America's Ocean Areas. <http://marine-conservation.org/seastates>.
- Matsuoka T, Nakashima T, Nagasawa N. 2005. A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions. *Fisheries Science* 71: 691-702.
- McVeigh & Smith. 2024 Greece becomes first European country to ban bottom trawling in marine parks. The guardian. <https://www.theguardian.com/environment/2024/apr/16/greece-becomes-first-european-country-to-ban-bottom-trawling-in-marine-parks>
- Middelburg JJ. 2019. Marine carbon biogeochemistry: A primer for earth system scientists. Springer Nature
- Miljødirektoratet. 2019. Havets rolle i klimasystemet. Faktaark M-1374|2019.
- Moland E, Olsen EM, Knutsen H ... Knutsen JA. 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.
- Mordecai G, Tyler PA, Masson DG, Huvenne VA. 2011. Litter in submarine canyons off the west coast of Portugal. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 58(23-24): 2489-2496.
- Muller-Karger FE, Varela R, Thunell R, Luerssen R, Hu C, Walsh JJ. 2005. The importance of continental margins in the global carbon cycle. *Geophysical Research Letters* 32: L01602.
- Nakajima R, Tsuchiya M, Yabuki A, Masuda S, Kitahashi T, Nagano Y, Ikuta T, Isobe N, Nakata H, Ritchie H, Oguri K. 2021. Massive occurrence of benthic plastic debris at the abyssal seafloor beneath the Kuroshio Extension, the North West Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 166: 112188.
- Napper IE, Wright LS, Barrett AC, Parker-Jurd FN, Thompson RC. 2022. Potential microplastic release from the maritime industry: Abrasion of rope. *Science of the Total Environment* 804: 150155.
- Oliveira F, Monteiro P, Bentes L, Henriques NS, Aguilár R. Gonçalves JM. 2015. Marine litter in the upper São Vicente submarine canyon (SW Portugal): Abundance, distribution, composition and fauna interactions. *Marine Pollution Bulletin* 97(1-2): 401-407.
- Ovando D, Liu O, Molina R, Szuwalski C. 2021. Models of marine protected areas must explicitly address spatial dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(23): e2025958118.
- PAME-rapport. 2019. Arctic Marine Litter. Protection of the Arctic Marine Environment working group, Arctic Council <https://pame.is/ourwork/arctic-marine-litter/causes-and-composition/>
- Pasanisi E, Galasso G, Panti C, Baini M, Galli M, Giani D, Limonta G, Tepsich P, Delaney E, Fossi MC, Pojana G. 2023. Monitoring the composition, sources and spatial distribution of seafloor litter in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea) through Fishing for Litter initiatives. *Environmental Science and Pollution Research* 30(39): 90858-90874.
- Pasternak G, Zviely D, Ribic CA, Ariel A, Spanier E. 2017. Sources, composition and spatial distribution of marine debris along the Mediterranean coast of Israel. *Marine Pollution Bulletin* 114(2): 1036-1045.
- Pauly D. 2025. The human conquest of the Earth and oceans. I: A research agenda for sustainable ocean governance (pp. 15-22). Edward Elgar Publishing.
- Petetta A, Herrmann B, Virgili M, Li Veli D, Brinkhof J, Lucchetti A. 2022. Effect of extension piece design on catch patterns in a Mediterranean bottom trawl fishery. *Frontiers in Marine Science* 9: 876569.
- Pham CK, Gomes-Pereira JN, Isidro EJ, Santos RS, Morato T. 2013. Abundance of litter on condor seamount (Azores, Portugal, Northeast Atlantic). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98: 204-208.
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CH ... Tyler PA. 2014. Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS one* 9(4): e95839.

- Porz L, Zhang W, Christiansen N, Kossack J, Daewel U, Schrum C. 2024. Quantification and mitigation of bottom-trawling impacts on sedimentary organic carbon stocks in the North Sea. *Biogeosciences* 21(10): 2547-2570. Doi: 10.5194/bg-21-2547-2024.
- Pousse E, Poach ME, Redman DH, Sennfelder G, Hubbard W, Osborne K, Munroe D, Hart D, Hennen D, Dixon MS, Li Y. 2023. Juvenile Atlantic sea scallop, *Placopecten magellanicus*, energetic response to increased carbon dioxide and temperature changes. *PLOS climate* 2(2): e0000142.
- Prop. 2024/25:81. Förbud mot bottentrålning i marina skyddade områden. www.regeringen.se/rattsliga-dokument/proposition/2025/01/20242581/
- Pusceddu A, Bianchelli S, Martín J, Puig P, Palanques A, Masqué P, Danovaro R. 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(24): 8861-8866.
- Queirós AM, Hiddink JG, Kaiser MJ, Hinz H. 2006. Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335(1): 91-103.
- Renn C, Rees S, Rees A ... Sheehan EV. 2024. Lessons from Lyme Bay (UK) to inform policy, management, and monitoring of Marine Protected Areas. *ICES Journal of Marine Science* 81(2): 276-292.
- Rijnsdorp AD, Hiddink J G, Van Denderen PD, Hintzen NT, Eigaard OR, Valanko S, ... van Kooten T. 2020. Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science* 77(5): 1772-1786.
- Rouse S, Kafas A, Catarino R, Peter H. 2018. Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: considerations for decommissioning. *ICES Journal of Marine Science* 75(1): 279-286.
- Ruiz I, Burgoa I, Santos M, Basurko OC, García-Barón I, Louzao M, Beldarrain B, Kukul D, Valle C, Uriarte A, Rubio A. 2022. First assessment of floating marine litter abundance and distribution in the Bay of Biscay from an integrated ecosystem survey. *Marine Pollution Bulletin* 174: 113266.
- Sabine CL, Tanhua T. 2010. Estimation of anthropogenic CO₂ inventories in the ocean. *Annual review of marine science* 2(1): 175-98.
- Sala E, Mayorga J, Bradley D ... Lubchenco J. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* 592(7854): 397-402.
- Sala E, Mayorga J, Bradley D ... Worm B. 2022. Reply to: A path forward for analysing the impacts of marine protected areas. *Nature* 607(7917): E3-E4.
- Sala E, Mayorga J, Bradley D ... Worm B. 2023. Reply to: Global effects of marine protected areas on food security are unknown. *Nature* 621(7979) : E37-E40.
- Sandra M, Devriese LI, Booth AM, De Witte B, Everaert G, Gago J, ... Pham CK. 2023. A systematic review of state-of-the-art technologies for monitoring plastic seafloor litter. *Journal of Ocean Engineering and Science*.
- Sciberras M, Jenkins SR, Kaiser MJ, Hawkins SJ, Pullin AS. 2013. Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence* 2: 1-31.
- Scotti G, Esposito V, D'Alessandro M, Panti C, Vivona P, Consoli P, Figurella F, Romeo T. 2021. Seafloor litter along the Italian coastal zone: an integrated approach to identify sources of marine litter. *Waste Management* 124: 203-212.
- Shester GG, Enticknap B, Mecum B, Blacow-Draeger A, Brock T, Murray S. 2021. A win-win for deep-sea corals and fishing: increasing seafloor protections while restoring fishing opportunities off the United States west coast. *Frontiers in Marine Science* 7: 525619.
- Simard, F., Laffoley, D. and J.M. Baxter (editors), 2016. *Marine Protected Areas and Climate Change: Adaptation and Mitigation Synergies, Opportunities and Challenges*. Gland, Switzerland: IUCN. 52 pp.
- Smeaton C, Austin WE. 2022. Quality not quantity: prioritizing the management of sedimentary organic matter across continental shelf seas. *Geophysical Research Letters* 49(5) :e2021GL097481.
- Solan M, Bennett EM, Mumby PJ, Leyland J, Godbold JA. 2020. Benthic-based contributions to climate change mitigation and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375: 20190107.
- Sønnervik HH, Msakni MK, Schütz P. 2024. Decarbonizing the Norwegian fishery fleet – strategic fleet renewal with environmental considerations. *Maritime Transport Research* 7: 100118.
- Sørdalen TK, Halvorsen KT, Olsen EM. 2022. Protection from fishing improves body growth of an exploited species. *Proceedings of the Royal Society B* 289(1987): 20221718.
- Sørdalen TK, Halvorsen KT, Vøllestad LA, Moland E, Olsen EM. 2020. Marine protected areas rescue a sexually selected trait in European lobster. *Evolutionary Applications* 13(9): 2222-2233.
- Stefatos A, Charalampakis M, Papatheodorou G, Ferentinos G. 1999. Marine debris on the seafloor of the Mediterranean Sea: examples from two enclosed gulfs in Western Greece. *Marine Pollution Bulletin* 38(5): 389-393.

- Strafella P, Fabi G, Despalatovic M, Cvitković I, Fortibuoni T, Gomiero A, Guicciardi S, Marceta B, Raicevich S, Tassetti AN, Spagnolo A. 2019. Assessment of seabed litter in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterranean) over six years. *Marine pollution bulletin* 141: 24-35.
- Strafella P, Fabi G, Spagnolo A, Grati F, Polidori P, Punzo E, Fortibuoni T, Marceta B, Raicevich S, Cvitkovic I, Despalatovic M. 2015. Spatial pattern and weight of seabed marine litter in the northern and central Adriatic Sea. *Marine pollution bulletin* 91(1): 120-7.
- Syversen T, Lilleng G, Vollstad J, Hanssen BJ, Sønvisen SA. 2022. Oceanic plastic pollution caused by Danish seine fishing in Norway. *Marine Pollution Bulletin* 179: 113711.
- Thorbjørnsen SH, Moland E, Huserbråten MBO, Knutsen JA, Knutsen H, Olsen EM. 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.
- Thurstan RH, Brockington S, Roberts CM. 2010. The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries. *Nature communications* 1(1): 15.
- Thurstan RH, Hawkins JP, Roberts CM. 2014. Origins of the bottom trawling controversy in the British Isles: 19th century witness testimonies reveal evidence of early fishery declines. *Fish and Fisheries* 15(3): 506-22.
- Thurstan RH, McCormick H, Preston J, Ashton EC, Bennema FP, Cetinić AB, Brown JH, Cameron TC, Da Costa F, Donnan DW, Ewers C. 2024. Records reveal the vast historical extent of European oyster reef ecosystems. *Nature Sustainability* 7(12): 1719-29.
- Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318: 31-45.
- Tsikliras AC, Dinouli A, Tsiros VZ, Tsalkou E. 2015. The Mediterranean and Black Sea fisheries at risk from overexploitation. *PloS one* 10(3): e0121188.
- Victorero L, Moffitt R, Mallet N, Le Manach F. 2025. Tracking bottom-fishing activities in protected vulnerable marine ecosystem areas and below 800-m depth in European Union waters. *Science Advances* 11(3): eadp4353.
- Vigo M, Galimany E, Poch P ... Company JB. 2024. An update on the biological parameters of the Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 81(3): 426-439.
- Vigo M, Navarro J, Rotllant G ... Company JB. 2023. Before–after control–impact (BACI) assessment of the effects of a deep-water no-take fishery reserve to recover Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) overfished populations and coexisting megafauna. *ICES Journal of Marine Science* 80(7): 2008-2023.
- Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos* 116(5): 882-92.
- Woodall LC, Robinson LF, Rogers AD, Narayanaswamy BE, Paterson GL. 2015. Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Frontiers in Marine Science* 2: 3.
- Zakharov DV, Jørgensen LL, Manushin IE, Strelkova NA. 2020. Barents Sea megabenthos: spatial and temporal distribution and production. *Marine Biological Journal* 5(2): 19-37.
- Zhang W, Porz L, Yilmaz R, Wallmann K, Spiegel T, Neumann A, Holtappels M, Kasten S, Kuhlmann J, Ziebarth N, Taylor B. 2024. Long-term carbon storage in shelf sea sediments reduced by intensive bottom trawling. *Nature Geoscience* 28: 1-9.

10 Vedlegg

10.1 Data rapportert om søppel og plastforurensning fra fiskerier utenfor norske farvann

Tabell 4. Data rapportert om søppel og plastforurensning fra fiskerier utenfor norske farvann.

Sted	Dybde	Metode	Mengde avfall	% fiskeri	Referanse
Atlanterhavet	200-3000	ROV	0,59 – 12,2 items/ha	25%	Woodall et al. (2015)
Nord-Atlanterhavet (Azorene)	37-2387 m	ROV	113 items/km ²	83%	Duncan et al. 2023
Nord-Atlanterhavet	Condor sjøfeste 1700-184m	ROV-videotransekt	975 (397-1439) items/km ²	50-73%	Pham et al. 2013
Nordvest-Europa	Kyst og offshore	IBTS, ICES GFS, CSEMP	21,6-49,1 items/km ²	7,9-17 items/km	Maes et al. 2018
Stor Nordsjøen		GOV trål	n.r.		Barry et al. 2023
Østersjøen		TV3 trål	n.r.		
Keltiske hav		GOV trål	n.r.		
Biscayabukta		GOV trål	n.r.		
Det indiske hav	100-1500	ROV	0.75-17.37 items/ha	84%	Woodall et al. 2015
Global	100-10898 m	ROV	11-4670 items/km ²	1,7%	Chiba et al. 2018
Biscayabukta			43-74 kg/km ²		Lopez-Lopez et al. 2017
Middelhavet	40-1630 moh	Bunntål	0-78 items/ha	n.r.	Galgani et al. 1996
Middelhavet	<100 m	Bunntål	26,3-494 items/km ²	5,4%	Galgani et al. 1995
Middelhavet	194-4614 m	Bomtrål	20-850 items/km ²	n.r.	Galil et al. 1995
Middelhavet	Kystnære		70-180 kg/km ²		Pham et al. 2014
Middelhavet	50-2700 m	Bunntål og dykk	0-101000 items/km ²	2,7-65%	Galgani et al. 2000
Middelhavet	Streder	Strandundersøkelse	12,1/100 m ²	1,5% (0,6-2,8)	Pasternak et al. 2017
Middelhavet	80-360 m	Bomtrål	89-240 items/km ²	1,1-2%	Stefatos et al. 1999
Middelhavet	Streder	Strandundersøkelse		2,8%	Gabrielides et al. 1991
Middelhavet, Svartehavet	Kystnære	Trål	24-1211 items/km ²	6,7%	Ioakeimidis et al. 2014
Portugal	Ubåtkløfter	ROV	Average: 1100 items/km ²	10%	Mordecai et al. 2011
NW Stillehavet	Kontinentalskråning		0,03-121 kg/km ²		Shimanaga et al. 2016
NW Pacific (Kuroshio Ext)	Dypt hav	ROV/HOV	0-7021 items/km ²	Negligible	Nakajima et al. 2021

Adriaterhavet			41-143 kg/km ²		Strafella et al. 2015
Middelhavet		Scuba	31267100 m ²	15,7%	Scotti et al. 2021
Portugal	93-553 m	Bunntråling	0,58-3,31 items/100 m ²	86,7%	Oliveira et al. 2015
Adriaterhavet, Middelhavet	Kystnære	Fiske etter søppel	32.6-200 items/km ²	3,4-13%	Pasanisi et al. 2023
Tyrrenhavet, Middelhavet	30-300m	ROV	0-0,3 ??/m ²	89%	Angiolillo et al. 2015



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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