

Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna: Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak

Av Lene Buhl-Mortensen, Asgeir Aglen, Michael Breen, Pål Buhl-Mortensen, Arne Ervik, Vivian Husa, Svein Løkkeborg, Ingolf Røttingen og Hans Hagen Stockhausen

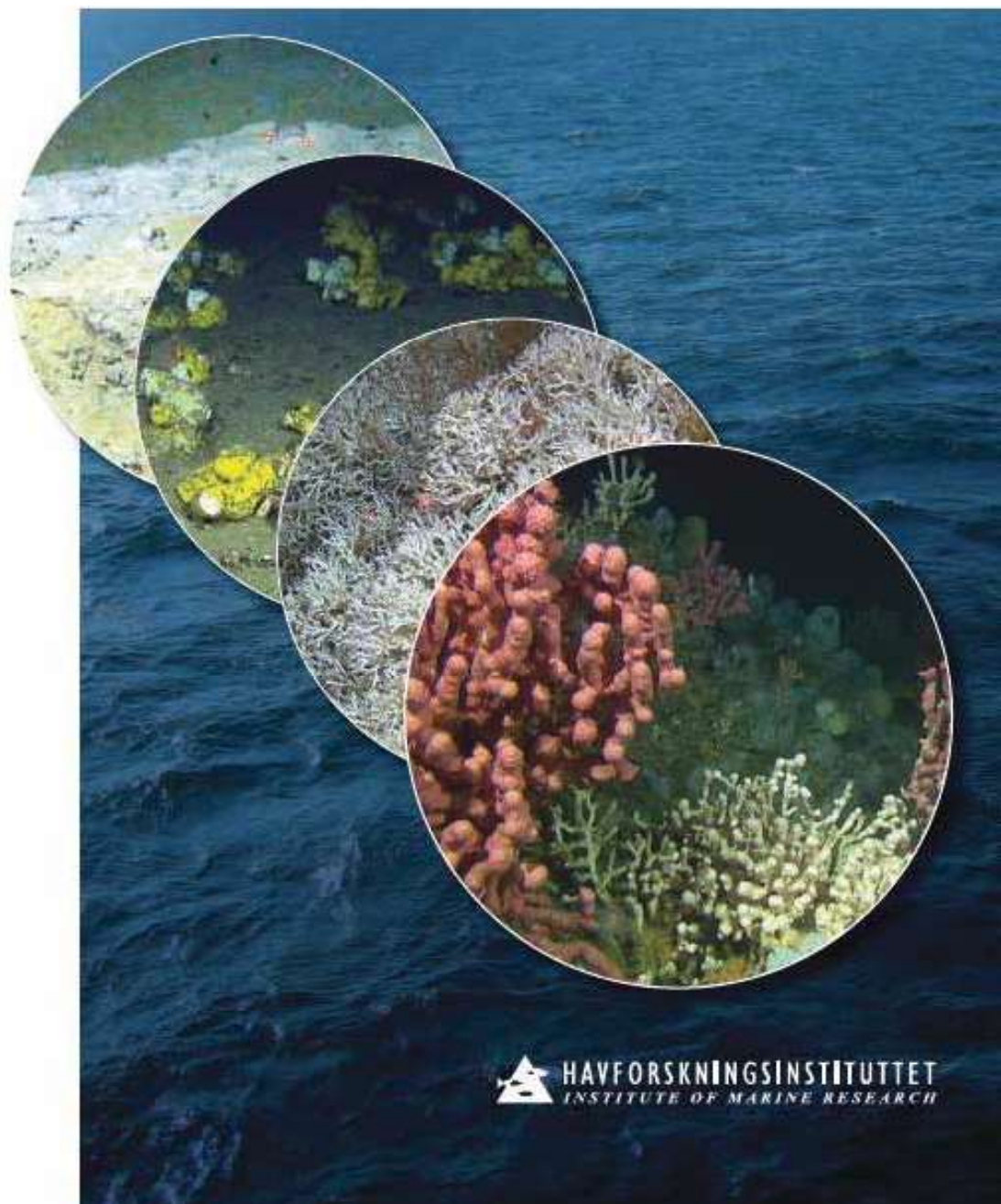



Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna: Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak

Levert av Havforskningsinstituttets interne utvalg
for effekter på bunn og bunnhabitater som skyldes fiske og havbruk

Av Lene Buhl-Mortensen, Asgeir Aglen, Michael Breen, Pål Buhl-Mortensen, Arne Ervik,
Vivian Husa, Svein Løkkeborg, Ingolf Røttingen og Hans Hagen Stockhausen

Bergen, januar 2013



<h1>PROSJEKTRAPPORT</h1>  <p>Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN Tlf. 55 23 85 00, Fax 55 23 85 31, www.imr.no</p> <p>Tromsø Flødevigen Austevoll Matre 9294 TROMSØ 4817 HIS 5392 STOREBØ 5984 MATREDAL Tlf. 55 23 85 00 Tlf. 37 05 90 00 Tlf. 55 23 85 00 Tlf. 55 23 85 00</p>		Distribusjon: Åpen
		HI-prosjektnummer 14222
		Oppdragsgiver(e): Fiskeri og kyst departementet
		Oppdragsgivers referanse: Tildelingsbrev til Havforskningsinstituttet for 2012
		Dato: 20.02.2013
Rapport: Fisken og havet	Nr. 2-2013	Program:
Tittel (norsk/engelsk): Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna: Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak		Forskningsgruppe: 427 Bunnsamfunn og habitater r 425 Fangst 421 Bunnfisk 426 Fiskeridynamikk 422 Bentiske ressurser og prosesser 140 Programledere
Forfattere: Lene Buhl-Mortensen, Asgeir Aglen, Michael Breen, Pål Buhl-Mortensen, Arne Ervik, Vivian Husa, Svein Løkkeborg, Ingolf Røttingen og Hans Hagen Stockhausen		Antall sider totalt: 69
Sammendrag (norsk): Rapporten gir en beskrivelse av fiskeredskaper brukt i norske fiskerier som berører bunn. Berørte områder og grad av eksponering beskrives i rapporten. Bunntrål etter fisk og reker er den redskapstypen som har størst effekt på bunnsstrater, habitater og bunndyr. Vi har i rapporten også lagt vekt på å beskrive modifiserte fangstteknikker som kan bidra til at bunnpåvirkningen reduseres. Rapporten skisserer tiltak som kan bidra til redusert påvirkning på havbunn og bunnfauna ved trålfiske.		
Summary (English): The report describes fishing gears with bottom contact that are in use in Norway including areas affected. The report describes how modification of fishing gears can reduce the impact on bottom habitats and provides suggests actions to be taken to reduce the effects of trawling on bottom and bottom fauna.		
Emneord (norsk): bunntråling, havbruk, fiskeriaktivitet, fiskerieffekter, følsomme habitater, koraller, svamper, sedimentforstyrrelse, nye fiskeredskaper.	Subject heading (English): Effects of fisheries and aquaculture on sediments and bottom fauna: suggestions for new management approaches	

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn for rapporten.....	7
2	En oversikt over kjente effekter av fiske på marine økosystem	8
2.1	Direkte biotiske effekter	8
2.2	Effekter av fiske på økosystemnivå.....	9
2.3	Økosystemtilnærming til fiskeriforvaltning	10
3	Bunnfaunaens økologiske rolle.....	11
3.1	Klassifisering av bunnsamfunn og naturtyper	11
3.2	Habitatskaping.....	13
3.3	Svamp.....	13
3.4	Koraller.....	15
4	Fiskeredskaper i norske fiskerier	18
4.1	Beskrivelse av fiskeredskaper brukt i norske fiskerier som berører bunn	18
4.2	Flåtestruktur, landinger og fangstverdi.....	21
4.3	Trålte områder og trålintensitet	23
4.4	Modifisering av fangstteknikker for å forebygge bunnpåvirkning.....	24
5	Effekter av fiske på bunnsstrater	28
5.1.	Dokumentasjon av fysisk påvirkning på bunnsstratet	29
5.2	Dokumentasjon av fysisk påvirkning fra MAREANO.....	32
5.3	Oppvirvling av sedimentpartikler i bunnsstrater	33
6	Effekter av fiske på bunnsamfunn og habitater	36
6.1	Generell kunnskap om effekter på bunnsamfunn og habitater	36
6.2	Resultater fra eksperimentell tråling ved Bjørnøya	36
6.3	Resultater fra eksperimentell tråling i Skottland, prosjektet DEGREE.....	37
6.4	Langsiktige effekter på store bunndyr, resultater fra MAREANO.....	39
6.5	Effekter av bunntåling på korallrev.....	42
6.6	Overvåking av skadde korallrev, resultater fra Hermione-prosjektet)	42
7	Hvordan påvirker matfiskanlegg bunnhabitater	46
7.1	Utslipp fra matfiskanlegg og spredning i miljøet	46
7.2	Effekter på bunnsamfunn.....	48
7.3	Effekter på grunne bunnhabitat	49
8	Anbefalte tiltak	51
9	Kunnskapsbehov.....	54
10	Referanser.....	55
11	Vedlegg	62

Sammendrag

Bakgrunn for rapporten finnes i Fiskeri- og kystdepartementet (FKD) sitt tildelingsbrev for 2012 til Havforskningsinstituttet hvor FKD ber om følgende: *”Instituttet skal utvikle kunnskap om påvirkning på korallrev og andre bunnhabitater som følge av fiskeri og havbruk, og delta i arbeidet med å vurdere oppfølging og nye tiltak som følge av ny kunnskap om forekomster”* og *”Havforskningsinstituttet skal i 2012 levere en vurdering av hvilken effekt og påvirkning bunntrål og andre redskaper som berører bunnen har på ulike substrater og bunnhabitater.”* Hensikten med rapporten er å svare på anmodningene fra FKD.

Rapporten gir en beskrivelse av fiskeredskaper brukt i norske fiskerier som berører bunn. Berørte områder og grad av eksponering beskrives i rapporten. Bunntrål etter fisk og reker er den redskapstypen som har størst effekt på bunnsstrukturer, habitater og bunndyr. Slik redskapet er utformet og rigget i dag fører det til oppvirvling av sediment og nedslamming. På noen bunntyper avsettes spor og grøfter som kan føre til lokale ansamlinger av organismer og endring i lokal topografi. Bunntrål vil videre kunne knuse, fjerne eller flytte rundt på større bunnfauna. Vi har i rapporten også lagt vekt på å beskrive modifiserte fangstteknikker som kan bidra til at bunnpåvirkningen reduseres. Rapporten skisserer tiltak som kan bidra til redusert påvirkning på havbunn og bunnfauna ved trålfiske.

Bunndyr har en viktig rolle i det marine økosystem. De omsetter organisk materiale og bidrar slik til at næringsalter via oppstrømming tilbakeføres til øvre vannmasser og planteplanktonproduksjonen. Mange bunndyr har pelagiske larver som inngår i dyreplanktonet og som er viktig føde for mange arter inkludert fiskelarver. Ved bunnen inngår bunndyr i føden til bunntilknyttet fisk. Store arter som koraller og svamp huser en mengde assosierte arter, inklusiv fisk, og har derfor en viktig rolle i det marine næringsnett og for marint mangfold. Eksisterende kunnskap peker på at store og langlevde organismer som koraller og svamper vil forsvinne i områder som jevnlig overtråles og at bunnsamfunnet vil endres til hurtigvoksende kortlevde arter. Det er spesielt oppreiste former, større enn 20 cm, som er utsatte. Nye resultater fra MAREANO viser at tetthet og artsmangfold av stor bunnfauna generelt er lavere i områder med langvarig og høy trållaktivitet. Resultatene er basert på en sammenlikning mellom fiskerihistorikk og forekomster av bunnfauna i samme område, og årsakssammenheng er derfor ikke direkte i tid.

Restitusjonstiden for store bunnorganismer har vært lite undersøkt, men tilgjengelige studier peker på at organismer som svamp, koraller og sjøfjær kan trenge fra 10 til 100 talls år avhengig av voksehastighet. Det finnes få studier som dokumenterer langsiktige effekter av tråling, og hvilke endringer dette kan føre til på økosystemets produktivitet og stabilitet er lite kjent.

Partikler fra havbruk vil også kunne endre sedimentasjonsmiljøet slik at store, langlevde filtrerende arter som svamp og koraller blir nedslammet. Det er i dag lite kjent i hvor stor grad disse bunndyr påvirkes, mens kunnskapen om effekter på mindre organismer i sedimentet nær anlegg er godt dokumentert.

Rapporten viser til ni tiltak som dels gjelder intern instituttorganisering og arbeidsoppgaver, dels gjelder det samarbeidsformer med Fiskeridirektoratet og FKD.

1 Bakgrunn for rapporten

I FKD sitt tildelingsbrev til Havforskningsinstituttet for 2012 er det skissert følgende oppdrag:

- *Instituttet skal utvikle kunnskap om påvirkning på korallrev og andre bunnhabitater som følge av fiskeri og havbruk, og delta i arbeidet med å vurdere oppfølging og nye tiltak som følge av ny kunnskap om forekomster.*
- *-Havforskningsinstituttet skal i 2012 levere en vurdering av hvilken effekt og påvirkning bunntrål og andre redskaper som berører bunnen har på ulike substrater og bunnhabitater.*

Havforskningsinstituttet mener det er viktig å utvikle kunnskap om påvirkning på korallrev og andre bunnhabitater som følge av fiskeri og havbruk. Intensjonen i havressursloven er å flytte fokuset fra aktivitetene fiske og fangst til et fokus på generell forvaltning og utnyttelse av havets levende ressurser (økosystemtilnærming). Utnyttelsen av viltlevende marine ressurser bør derfor kunne hindres eller begrenses når den er til skade for hele eller deler av marine økosystemer.

I Forvaltningsplanen for havområdene Barentshavet og Norskehavet er korallrev og bunnhabitater gitt omtale, og i målsetningene heter det blant annet at skader (på grunn av menneskelig aktivitet) på marine naturtyper som anses som truede eller sårbare skal unngås. I oppdateringen av forvaltningsplan Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Meld. St. 10 (2010–2011) pkt 6.4.1) er det fastslått at det er observert skader fra tråling på korallrev, svamp og sjøfjær. Også internasjonalt får dette større betydning. Både ICES og NEAFC har tatt denne problemstillingen opp på sin dagsorden.

For å belyse ovennevnte tema opprettet Havforskningsinstituttet 13.04.12 en intern gruppe med følgende mandat (se også vedlegg 1):

- *Gruppen skal utarbeide en rapport til FKD om effekter og påvirkning av bunntrål og andre redskaper som berører bunnen på ulike substrater og på korallrev og andre bunnhabitater.*
- *Gruppen skal vurdere hvordan kunnskap fra MAREANO og eventuelt andre programmer kan nyttiggjøres til dette formålet i framtiden.*
- *Gruppen skal se på effektene av havbruk på bunnhabitater og fiske.*
- *Gruppen skal foreslå tiltak som kan forebygge skader på sårbare og verdifulle bunnhabitater*

Gruppens sammensetning:

A. Aglen	V. Husa
M. Breen	S. Løkkeborg
P. Buhl-Mortensen	I. Røttingen
L. Buhl-Mortensen (leder)	H. Stockhausen
A. Ervik	

2 En oversikt over kjente effekter av fiske på marine økosystem

Effektene av fiske kan være merkbare på ulike skalaer i rom og tid. Direkte effekter av fiske starter med umiddelbar påvirkning på enkelte organismer (biotiske effekter) og bunnsubstrat (abiotiske effekter). Over tid kan slike direkte effekter føre til endringer i det biologiske samfunnet utover områder eksponert for tråling og potensielt gi langsiktige endringer på økosystem nivå (Kaiser et al. 2002). Forskning har i hovedsak fokusert på spesifikke direkte effekter fra fiske, for eksempel bentisk påvirkning (Jennings og Kaiser 1998, Hall 1999, Kaiser et al. 2002), utilsiktet dødelighet (ICES 2005; Suuronen 2005), bifangst og utkast (Hall et al. 2000, Kelleher 2005, Harrington et al. 2006, Davies 2009), og spøkelsesfiske (Breen 1990, Brown et al. 2005, Macfayden et al. 2009). Et økende antall studier viser at slike direkte effekter har en påvirkning på det marine økosystemet, for eksempel gjennom endring av samfunnsstruktur (Kaiser et al. 2002, Worm et al. 2006, Pauly et al. 2002), endringer i næringskjede (Pauly 1998), og reduksjon i biologisk mangfold (Worm et al. 2006).

2.1 Direkte biotiske effekter

Effekten på bunndyr fra fiskeoperasjoner vil avhenge av redskap, bunnforhold og sårbarheten til organismen. I møte med redskap vil bunndyr, fisk og andre organismer ha fire mulige utfall: unngå å bli fanget og overleve, fanges og inngå som del av fangsten, bli tilbakeført død (utkast), eller bli fanget og dø i tapte eller forlatte redskaper.

Landet fangst: en art av kommersiell verdi vil ha høyere sannsynlighet for å bli høstet i en fangstoperasjon enn arter uten/med lav kommersiell verdi, da redskapet vil være utviklet spesifikt for å fange den. Og hvis fanget, vil det også være sannsynlig at den vil bli beholdt som en del av den landede fangsten. Dette inkluderer også ulovlig, urapportert og uregulert fiske som kan underminere bærekraftig forvaltning av fiskeriene ved at beskatningstrykket underestimeres (ICES 2005).

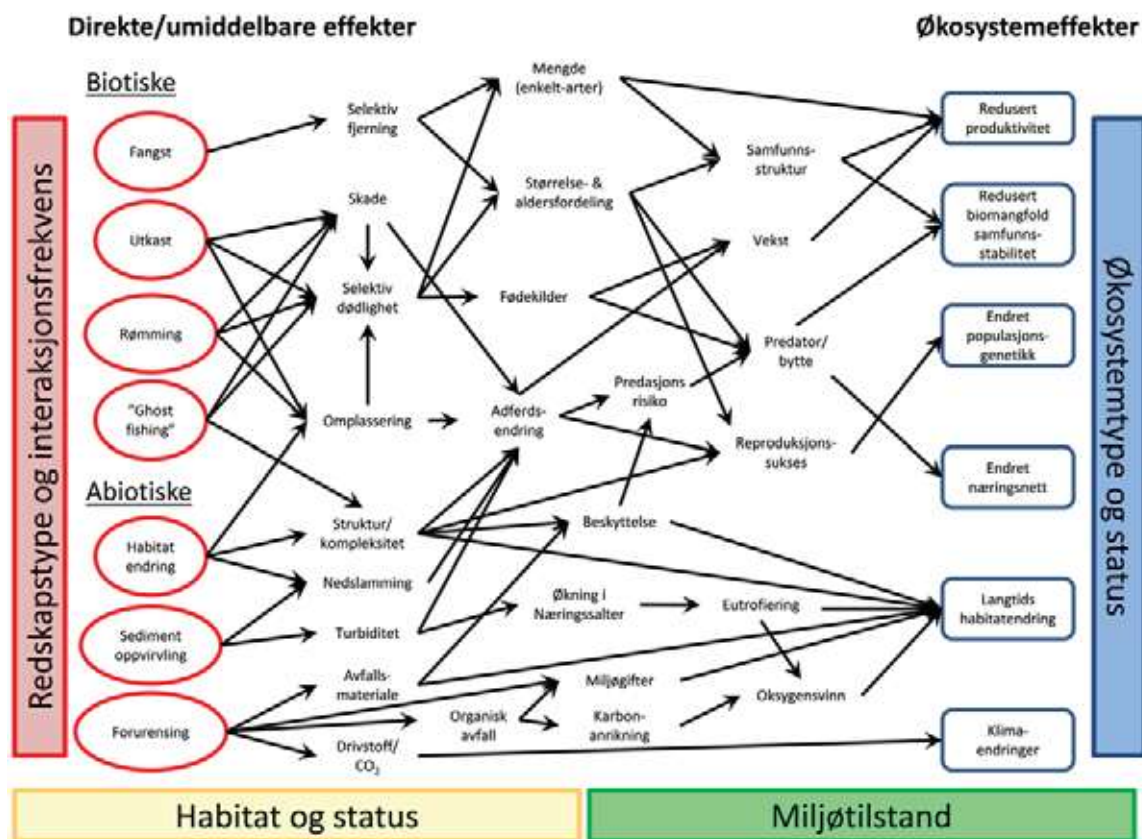
Bifangst/utkast: noen undermåls individer fanges også av fiskeredskaper og disse er ofte referert til som bifangst (Hall et al. 2000, Davies et al. 2009). Bifangst kan omfatte arter av særlig økologisk eller karismatisk verdi, men kan også være helt uten kommersiell verdi. Fisk som slippes vil bli utsatt for en rekke stressfaktorer som vil redusere deres sannsynlighet for å overleve som fysisk skade, dekompresjon, kvelning, eksponering for UV-lys og ekstreme temperaturforandringer (Davies 2002).

Rømlinger: i et forsøk på å redusere omfanget av bifangst i enkelte fiskerier har det vært investert betydelige ressurser i å modifisere fiskeredskaper for å gjøre det mulig for uønskede organismer å flykte, særlig undermåls individer av kommersielt viktige arter og arter av økologisk eller karismatisk verdi (Hall et al. 2000, Davies et al. 2009). Slike tiltak reduserer sannsynligheten for død forårsaket av stress og skader knyttet til utkast, men det har blitt vist at ikke alle organismer overlever rømning fra enkelte seleksjonsinnretninger brukt i kommersielt fiske (Suuronen 2005, Breen et al. 2007, Ingolfsson et al. 2007).

Spøkelsesfiske: noen fiskeredskaper kan fortsette å fiske selv om de er tapt eller forlatt. Dette gjelder særlig passive redskaper som garn, teiner/ruser og krokredskaper. Organismer vil i møte med slike redskaper enten bli fanget og å dø i redskapen, eller rømme. Rømlinger kan overleve, men overlevelsen vil avhenge blant annet av skadeomfang og påvirkningene av fangstprosessen på adferden (Breen 1990, Brown et al. 2005, Macfayden et al. 2009).

2.2 Effekter av fiske på økosystemnivå

Direkte biotiske og abiotiske effekter kan føre til betydelig dødelighet av bunndyr, fisk og andre organismer samt endringer av habitatene de lever i. Hvordan dette samlet og over tid kan gi endringer på økosystemnivå er i liten grad kjent. En beskrivelse av kompleksiteten i samspillet mellom koblede effekter og noen prinsipielle sammenhenger ses i figur 2.1. Slike koblede effekter kan være vanskelig å vurdere og å skille fra andre påvirkninger på systemet.



Figur 2.1. En skjematisk beskrivelse av mulige og avgjørende direkte/øyeblikkelige biotiske og abiotiske effekter av fiskeri og mellomliggende mekanismer som forbinder disse med indirekte effekter observert på økosystemnivå.

Fjerning og omflytting av biomasse/bifangst og utkast: Fjerning av biomasse fra et økosystem gjennom fiske kan redusere dets produksjonskapasitet, spesielt der en eller flere arter er overbeskattet (Heino og Enberg 2008). I blandingsfiskerier kan et bærekraftig dødelighetsnivå for en produktiv art være uforsvarlig høyt for en mindre produktiv art, som f.eks skater og rokker (Brander 1981, Walker og Hislop 1998, Stevens et al. 2000, Jennings og Reville 2007). Selektivt uttak av organismer på grunn av deres kommersielle verdi eller fangbarhet kan endre

samfunnsstrukturen i de berørte områder betydelig (Kaiser et al. 2002). Seleksjonspress for særlig anatomiske (f.eks. størrelse) og reproduktive (f.eks. tidlig kjønnsmodning) egenskaper kan også føre til genetiske endringer i beskattede bestander (Law 2000, Heino og Godø 2002, Heino og Dieckmann 2008). Andre viktige kilder til organisk forurensning fra fiske er slakteavfall fra prosessering, og døde eller døende organismer som blir kastet eller som rømmer. En slik praksis kan føre til betydelige lokale ansamlinger av organisk avfall, og kan forårsake karbonfluks mellom ulike økosystemer. Et eksempel kan være slipping av uønsket fangst fra pelagisk snurpenotfiske, hvor en enkelt hendelse kan føre til avsetning av hundrevis av tonn med død pelagisk fisk på et avgrenset område av havbunnen (Huse og Vold 2010, Tenningen et al. 2012).

Tilførsel av alternative matkilder i form av døde og døende organismer kan trekke åtseleterer og rovdyrarter inn i områdene (Kaiser og Spencer 1996, Groenewold og Fonds 2000), som kan ha ytterligere innvirkninger på samfunnsstrukturen. Slike endringer i samfunnsstruktur rovdyr- /byttedyrrelasjoner kan i siste instans påvirke næringsnettene i økosystemene (Kaiser et al. 2002, Jennings og Revill 2007).

Utilsiktet dødelighet forårsaket av fiskeriaktivitet er problematisk både fra ressurs- og forvaltningsperspektiver (Hall et al. 2000; Harrington et al. 2006). I noen økosystemer har det imidlertid også blitt funnet positive sideeffekter av dette, der produktiviteten til noen bestander har økt (Zhou 2008, Zhou et al. 2010, Garcia et al. 2012). I disse tilfellene har døde og døende organismer som følge av fisket blitt tilbakeført til økosystemet som en tilgjengelig matkilde for noen arter (Rijnsdorp og van Beek 1991, Groenewold og Fonds 2000), herunder målrettede arter av kommersiell interesse som for eksempel reker (Zhou 2008). I andre tilfeller kan også reduksjon av noen byttedyrarter redusere predasjonstrykket på sårbare arter, som også kan være kommersielle målarter (Gribble 2003, Zhou 2008).

2.3 Økosystemtilnærming til fiskeriforvaltning

Det er nå en internasjonal anerkjennelse for behovet for å utvikle en helhetlig, økosystembasert tilnærming til forvaltningen av marine ressurser, inkludert fiskeri (Garcia et al. 2003, Pikitch et al. 2004, Link 2002, ICES 2006, Francis et al. 2007, Hilborn 2011). I Norge er flere regioner (Barentshavet/Lofoten, Norskehavet) underlagt helhetlige og økosystembaserte forvaltningsplaner (Olsen et al. 2009, Ottersen et al. 2011), og tilsvarende planer er underveis for Nordsjøen/Skagerrak. I disse planene håndteres økosystemeffekter av fiske på linje med en rekke andre menneskelige aktiviteter, særlig olje- og gassindustriene og skipsfart, men også gruvedrift, turisme og rekreasjon m.v. Disse planene utgjør et overordnet rammeverk og er utformet for å kunne forvalte og administrere disse ulike aktivitetene på en måte som sikrer en totalt sett bærekraftig utnyttelse av de marine økosystemene der hensynene til ressursutnyttelse og vern balanseres, og hvor helse, produktivitet, matvaresikkerhet og marin økosystemfunksjonalitet opprettholdes.

3 Bunnfaunaens økologiske rolle

Bentisk/pelagisk kobling: Bunndyr har en avgjørende rolle for omsetning og tilbakeføring av sedimentert organisk materiale fra produksjon i vannsøylen over. Frigjorte næringsalter ved bunnen vil med vanntransport fra dypt vann, såkalt ”upwelling”, bli tilbakeført til de øvre produktive lag og der utgjøre et viktig grunnlag for produksjon. Mange bunndyr inngår direkte i fødekjeden både til fisk og andre organismer som deler av døgnet eller livet oppholder seg nær bunnen. Dietten til torsk og hyse inneholder bl.a. reke, amfipoder, pigghuder og børstemark. Enkelte grupper, spesielt krepsdyr, utgjør en viktig del av den bentisk/pelagiske koplingen gjennom nattlige vandringer opp i høyere vannlag hvor de finner næring og i tillegg blir føde for fisk og krill. Larvene til de aller fleste bunndyr spres i øvre vannlag hvor de utgjør en betydelig del av dyreplanktonet. Her utgjør de en viktig fødekilde for dyr som livnærer seg på plankton, inkludert fisk og fiskelarver.

Produksjonsstabilisering: I det marine økosystem i nordlige områder er produksjonen meget variabel gjennom året, noe som gir seg utslag som sterke pulser av organisk materiale som havner på bunnen. Dette utgjør hovedføden til bunndyr og omdannes til bunndyrbiomasse. Denne biomassen utgjør et lager av energi og næring som virker dempende på effekten av de store, årlige produksjonssvingninger oppe i vannmassene, og er derfor stabiliserende på næringstilførselen til det marine økosystem.

3.1 Klassifisering av bunnsamfunn og naturtyper

I dag er naturtyper best definert for de mer iøynefallende store habitatdannende og sårbare organismer og artsamfunn, mens havbunn uten iøynefallende karakteristiske trekk kun er definert i generelle og grove trekk. Eksempler på slike er korallrev, korallskog, svamptamfunn, sjøfjærbunn, ålegress og tareskog.

En av MAREANOs oppgaver er å kartlegge marine naturtyper, et kart over dokumenterte forekomster av sårbare naturtyper er vist i figur 3.1. Endringer i utbredelse av slike sårbare og truede habitater benyttes av OSPAR som indikator på økosystemets helsetilstand, men definisjonen av disse er lite utviklet. Data fra MAREANO gir nyttig informasjon om normale tettheter for nøkkelartene i disse habitatene, noe som er nødvendig kunnskap for overvåking av tilstandsutvikling (Buhl-Mortensen et al. 2010, Bobbe 2012).

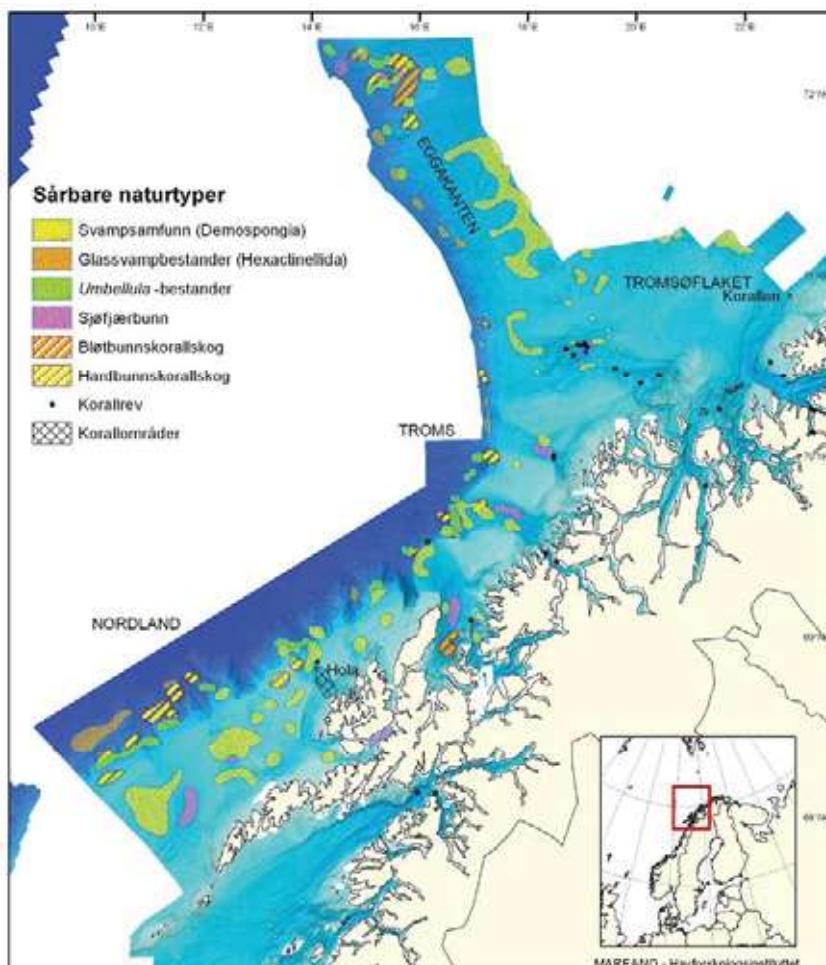
OSPAR Commissjonen (2008) har angitt 16 marine habitater som truede og/eller i nedgang. Fire av disse er karakterisert av fastsittende megafauna og forekommer relativt hyppig i norske farvann. Enkelte av disse habitatene er så generelt definert at MAREANO har funnet det mer formålstjenelig å inndele to av disse (Deep-Sea sponge aggregations og Coral gardens) i undergrupper. I tillegg har MAREANO etablert en ny gruppe for *Umbellula* (sjøfjær) på store dyp. Ikke alle av habitatene listet av OSPAR er truede og/eller i nedgang over alt, men det er godt dokumentert at truslene er til stede i alle OSPAR sine delområder (Hall-Spencer og Stehfest, 2009, Christiansen, 2010a,b, Curd, 2010). MAREANO har valgt å betegne disse habitatene som sårbare, siden de ikke alle steder, lokalt er utsatt for en identifisert trussel. Nøkkelartene i disse habitatene er store og skjøre fastsittende organismer

som i mange tilfeller kan bli gamle og vokser langsomt (Hall-Spencer og Stehfest, 2009, Christiansen, 2010a,b, Curd, 2010).

For å kunne dokumentere fordeling av alle deler av havbunnen har MAREANO utviklet en metode der lokaliteter blir klassifisert ved hjelp av multivariat statistikk basert på sammensetning av arter i prøvemateriale. Flatedekkende kart med naturtyper blir modellert ved hjelp av relasjonene mellom utbredelse av organismesamfunn og miljøforhold.

MAREANO sitt arbeid med klassifisering og naturtypekartlegging skjer i samarbeid med prosjektet Naturtyper i Norge (NiN, Artsdatabanken) som utvikler et helhetlig system for klassifisering av havbunnen. Dette systemet er ment å være et for norske havområder mer formålstjenlig og fullstendig enn eksisterende systemer som EUNIS (EUropean Nature INformation System) og Naturtyper definert av Direktoratet for naturforvaltning.

Foreløpig er naturtyper på dypt vann (afotisk sone) relativt lite utviklet i NiN. MAREANO kartlegger naturtyper på et mer detaljert nivå enn hva NiN har etablert på det laveste nivået (natursystemnivå) (http://www.artsdatabanken.no/NiN_hovedtyper_og_grunntyper_Drj8E.pdf). Det laveste nivået naturtyper som kartlegges av MAREANO representeres av biotoper. Eksempler på slike biotoper finnes på MAREANO sin karttjeneste (www.mareano.no) for områdene Eggakanten, Tromsøflaket og Nordland VII/Troms II.



Figur 3.1. Fordeling av sårbare naturtyper dokumentert av MAREANO.

3.2 Habitatskaping

Større bunnfaunaorganismer skaper habitat for andre arter som lever ved bunn. Her er koraller (sjøfjær, hornkoraller og steinkoraller) og svamper de mest betydningsfulle på grunn av størrelse, romlig kompleksitet og alder på de habitater de tilbyr. Det er vist at disse dyregruppene huser en mengde assosierte arter, inklusiv fisk, og at de derfor har en viktig rolle i det marine næringsnett og for marint mangfold (en sammenstilling er gitt i Buhl-Mortensen et al. 2010a). Avhengig av hvilke bunntyper som finnes i et område vil også mindre bunndyr kunne representere viktige habitater. På dypt vann med lite variert og bløt bunn, vil rørene til børstemark og stilkene til fjærstjerner tilby fast substrat et stykke opp fra bunnen med bedre festemulighet og næringstilgang enn i omgivelsene.

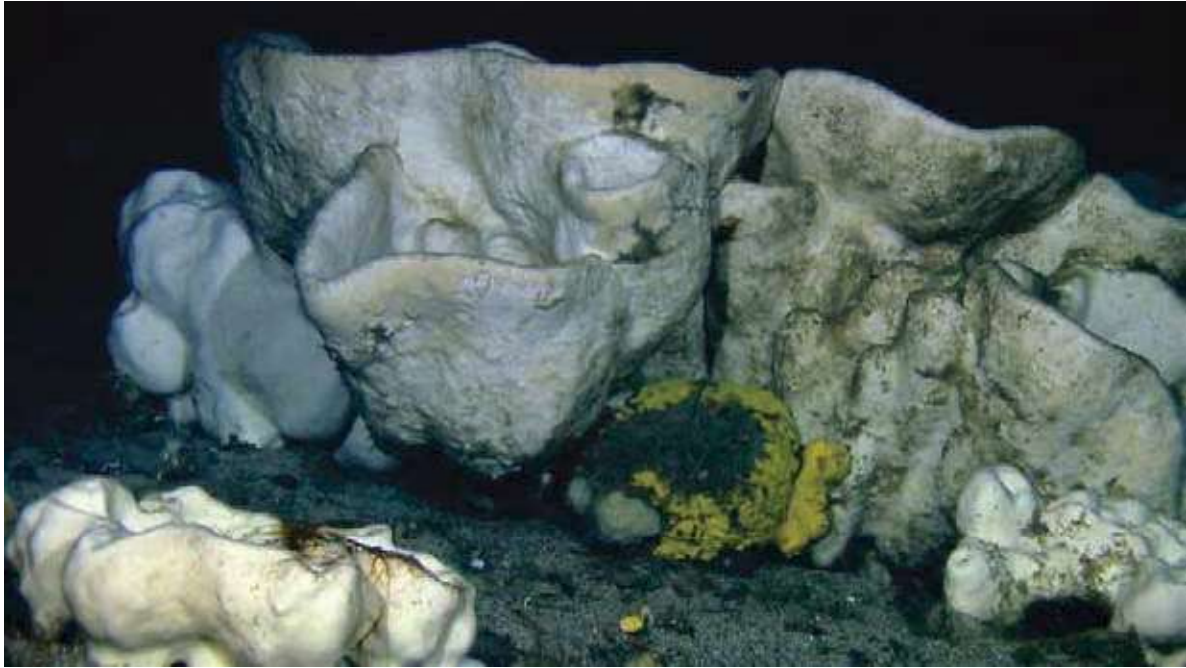
3.3 Svamp

Svamp deles inn i tre klasser: glassvamper (Hexactinellida), kalksvamper (Calcarea) og horn- og kiselsvamp (Demospongiae). Den siste gruppen er den mest artsrike. Svamp danner et komplekst livsmiljø for mange arter. Svamp kan tilby hardt substrat, beskyttelse mot predatorer og økt fødetilgang (Wulff 2006). De fleste artene som er knyttet til svamp lever inne i svampens kanalsystemer og lever av plankton og partikler som svampen ikke benytter. Svampers struktur er ganske enkel med deres mange kanaler og antas å begünstige tett assosiasjon med andre organismer. Spikler fra døde svamper kan være substrat for andre organismer (Bett og Rice 1992).

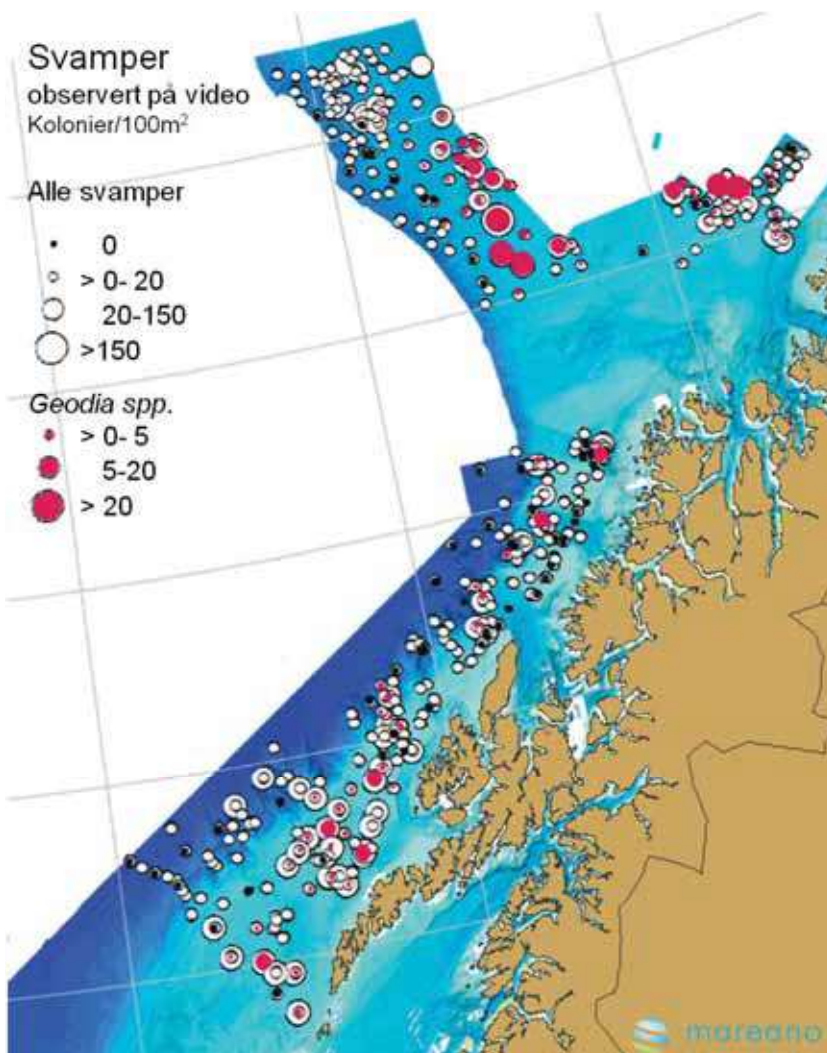
Glassvamp: Disse svamper har silisiumskjelett og er vanlige på dypt vann, men de finnes også relativt grunt (Conway et al. 2005). På 1000–1300 m dyp utenfor Irland finnes tette forekomster av *Pheronema carpenteri* (1,5 m²). I norske farvann er kantarellsvampen (*Caulophacus arcticus*) den vanligste arten. Til disse forekomster knyttes økt forekomst av bunnfauna (Bett og Rice 1992). Svampspikel-matter dekker ca. en tredjedel av havbunnen i svampområder. Disse danner et egnet substrat for mange arter horn- og kiselsvamper.

Horn- og kiselsvamper: Dette er den klart mest artsrike svampgruppen. Skjelettet er sammensatt av ”spongin” fibrer og silisiumspikler. De har mange former fra dekkende tepper på steiner til forgrenede stilker som står opprett i vannet. De er generelt store, har en artsrik assosiert fauna og beskrives som “veritable living hotels” (Klitgaard 1995). De vanligste store artene i norske farvann er slektene *Geodia*, *Aplysilla/Hexadilla*, *Stryphnus* og *Isop* (figur 3.2). Forekomst av svamper i områder kartlagt av MAREANO er vist i figur 3.3.

Klitgaard (1995) rapporterte om assosiert fauna for elleve arter i familien Geodidae tatt på 157–780 m dyp utenfor Færøyene. Av 411 individer hadde (80 %) assosiert fauna, og de fleste ble observert på utsiden av svampen. På de mange opptakene fra MAREANO ses ofte uer og slangestjerne på *Phakellia*- og *Axinella*-svamper. Det er også vanlig at trollhummer (*Munida*) er nedgravd under en *Geodia*-svamp.



Figur 3.2. Bilde fra MAREANO av svampene *Geodia* sp og *Aplysilla* (gul) sp.

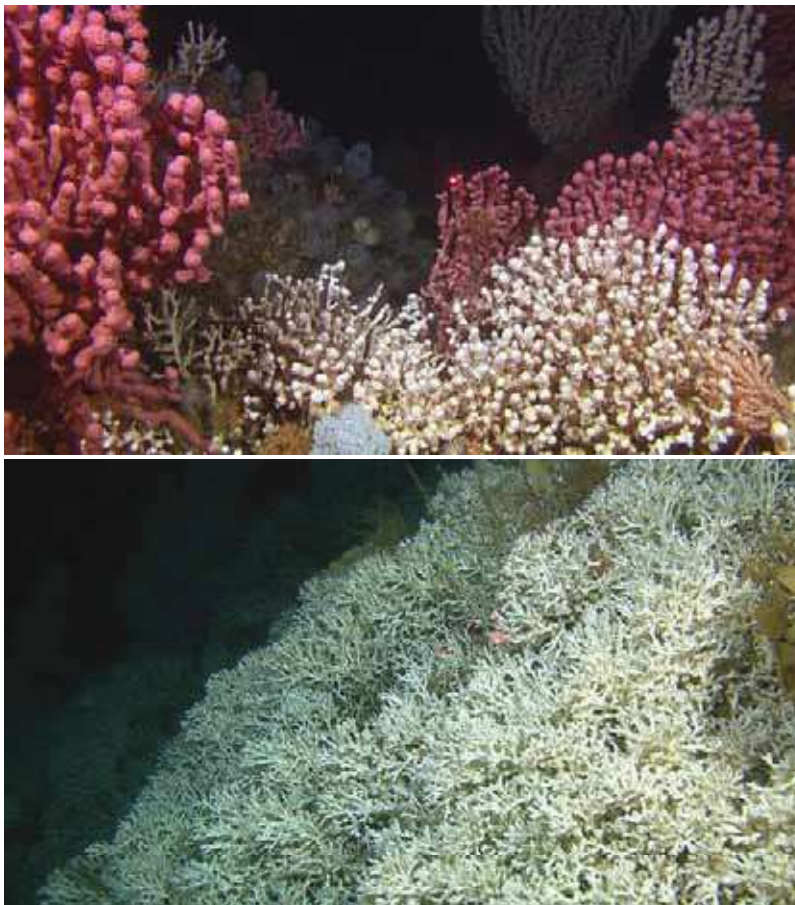


Figur 3.3. Fordeling av svamp observert på video i MAREANO-prosjektet.

3.4 Koraller

Kaldtvannskoraller er vidt spredt på verdensbasis og påtreffes vanligst på dyp fra 200 til 1500 m (Mortensen et al. 2006). Meget grunne forekomster (40 m) finnes i Norge, New Zealand, Chile og British Columbia, så dybdeutbredelsen styres av fordelingen av vannmasser (salinitet og temperatur) heller enn dypet i seg. Korallen tilbyr typisk et habitat som strekker seg fra desimetre til metre over den omkringliggende havbunn og forekommer på blandet bunn i områder med relativt sterk strøm. De tilbyr en mengde mikrohabitater med ulike strømforhold, fødekilder og substrat (Buhl-Mortensen og Mortensen 2004a, 2004b, 2005). De fleste koraller har en tre-liknende morfologi med grener som strekkes opp i sterkt strømmende vann over det relativt stille overgangslaget nær bunnen. De har kompleks arkitektur og tilbyr miljøer av ulik alder. Beskyttede hulrom inne i kolonier og rev tilbyr ofte rikt organisk sediment, mens ytre deler tilbyr sterk strøm og lav sedimentasjon.

Hornkoraller: Hornkoraller tilbyr både habitater på den enkelte kolonien og mellom koloniene når de forekommer i tette bestander. Tettheten for kolonier er typisk større for små arter enn for større (Mortensen og Buhl-Mortensen 2004). De fleste hornkoraller forekommer på hardbunn og de vanligste artene i Norge er *Paragorgia arborea*, *Primnoa recediformis* og *Paramuricea placomus* (figur 3.4). Noen vanlige arter finnes også på bløtbunn som *Isidella lofotensis* og *Radicipes gracilis* som fester seg på bløt bunn med rotliknende festeorganer. *P. arborea* og *P. resedaeformis* huser en rik fauna (Buhl-Mortensen & Mortensen 2004a, 2004b, 2005). Artsrikhet knyttet til kaldtvanns hornkoraller er større enn for tropiske.



Figur 3.4. Bilde fra MAREANO av den røde hornkorallen *Paragorgia arborea* (oppe), og den revdannende steinkorallen *Lophelia pertusa* (nede).

Revdannende steinkoraller: Kolonidannende steinkoraller trenger hardbunn for å etablere seg, dette kan være skjell eller mindre steiner. Når en koloni er etablert, tilbyr den nytt, hardt substrat for videre kolonisering. Kolonier som har levd på en lokalitet i hundretalls år dekker bunnen med fragmenter av korallskjelett gjennom vekst, død og fragmentering (Mortensen et al. 2001 gir en oversikt over vekst og alder for korallrev). Et slikt område kalles et rev. I Norge er det kun *Lophelia pertusa* som danner rev (figur 3.4). Disse revene er typisk sirkelformede eller avlange med maksimal lengde på ca. 1000 m. På norsk sokkel antas det at det finnes 6000 *Lophelia*-rev (Mortensen et al. 2001). Mange av disse er flere hundre meter lange og forekommer i grupper (rev-komplekser) som er opptil 35 km lange (Røst-revet) (Fosså et al. 2005). Deres overflate dekker likevel ikke mer enn under 0,1 % av totalarealet for dybdesonen hvor de forekommer. Revene består normalt av vertikale soner, med levende korall på toppen og skjellett-fragmenter i økede grad av nedbrytning mot bunnen av revet (Mortensen et al. 1995). Tre habitater kan observeres når man krysser et rev: korallgrus-soner bestående av små biter av skjelett etterfulgt av korallblokk-sonen dominert av blokker av korall-skjellett som leder opp til den levende delen av revet. Revene representerer fire ulike habitater som kan gjenfinnes i et levende rev: (1) levende korallrev, (2) detritusbelagt død korall, (3) hulrom i korall-skjelett og (4) området mellom korallgrener. Artsmangfoldet knyttet til *Lophelia*-rev er høy (Reed et al. 1982, Reed og Mikkelsen 1987; Jensen og Frederiksen 1992, Rogers 1999, Mortensen og Fosså 2006) selv om den assosierte fauna i liten grad er vertsspesifikk. Høyest artsdiversitet er dokumentert fra korallblokksonen (Jensen og Frederiksen 1992, Mortensen og Fosså 2006) hvor skjelettet er eksponert men har større tredimensjonal kompleksitet enn korallgrus.

Lærkoraller: Lærkoraller finnes på mange bunntyper inkludert konsolidert leire. Lærkoraller og spesielt blomkålskoraller (Nephtheidae) har en vid geografisk utbredelse og dybdefordeling (Mortensen et al. 2006, 2008). Koloniene er ganske små (<30 cm) men kan forekomme i store tettheter (>500 kolonier/100 m²) (Mortensen et al. 2006). Utbredelsen av forekomster er generelt større enn for hornkoraller. Det er kun få arter som er assosiert med denne korallgruppen. Forhold mellom slangestjerner og blomkålskoraller er rapportert, og det ser ut som unge stadier av slangetjernen medusahode lever assosiert med disse korallene (Mortensen 1927, Fedotov 1924). Sammenliknet med hornkoraller og rev-dannende koraller tilbyr lærkoraller et ustabil substrat som er lite egnet for fastsittende arter.

Sjøfjær: Sjøfjær når en høyde på 0,1–2 m over bunn. De tilbyr beskyttelse mot predatorer og en opphøyd posisjon for partikkelinnsamling i strømmende vann. De ser ut å ha få assosierte arter, men antall studier er ikke mange. Den største arten vi har i norske farvann er *Umbellula encrinus* som kan bli mer enn 2 meter høy (figur 3.5). Et eksempel på en tett relasjon er mellom stor piperenser (*Funiculina quadrangularis*) og slangestjernen *Asteronyx loveni* som er observert både ved Skottland og i Norge (Hughes 1998, MAREANO).



Figur 3.5. Bilde fra MAREANO av den høyvokste sjøfjæren *Umbellula encrinus* til venstre og av *Funiculina quadrangularis* med slangestjernen *Asteronyx loveni*.

Reker er også ofte observert på *Pennatula* (MAREANO). Nakensneglen *Armina loveni* er en predator på liten piperenser (*Virgularia mirabilis*), og også amphipode-familien Stegocephalidae spiser på sjøfjær. Mange individer av liten piperenser mangler øvre deler av kolonien, noe man tror skyldes at fisk spiser av toppen. Anemoner er også ofte observert i toppen på sjøfjær.



Nærbilde av korallen *Anthelia borealis* på et korallrev

4 Fiskeredskaper i norske fiskerier

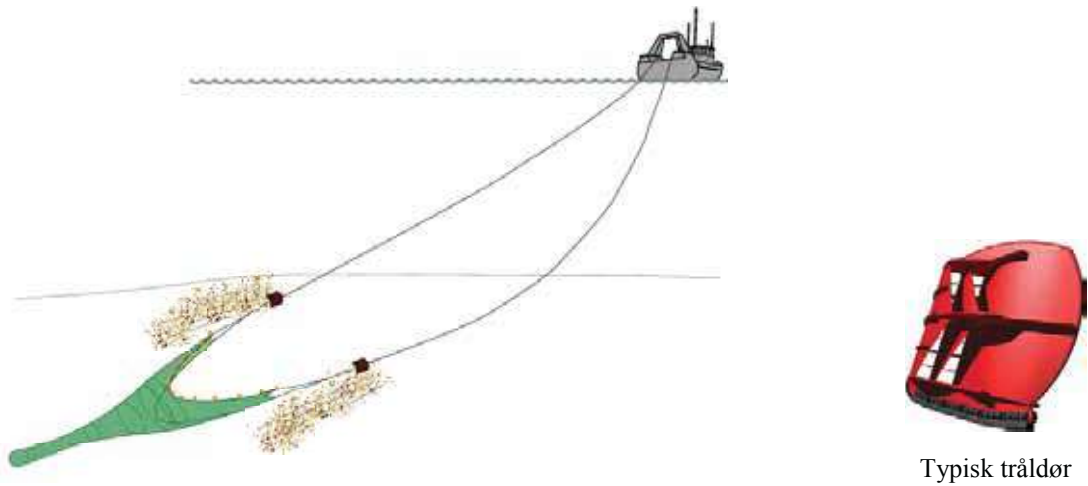
I denne delen av rapporten gis en beskrivelse av fiskeriene og redskapstypene som benyttes av norske og utenlandske fartøy i norsk farvann i dag. Det første avsnittet beskriver redskapstypene og deres funksjon, bunnkontakt og potensielle effekter på bunn og bunnfauna. Det neste avsnittet gir en oversikt over antall fartøy og landet kvantum per redskapstype. Det er primært bunntråling etter fisk og reke som er av betydning i forhold til påvirkning på bunn og bunnfauna, og det etterfølgende avsnittet beskriver hvilke områder i norsk sektor som er eksponerte for denne redskapstypen, og eksponeringsgraden. I det siste avsnittet beskrives en del pågående og kommende tekniske utviklinger som vil redusere bunnpåvirkning fra trålfiske.

4.1 Beskrivelse av fiskeredskaper brukt i norske fiskerier som berører bunn

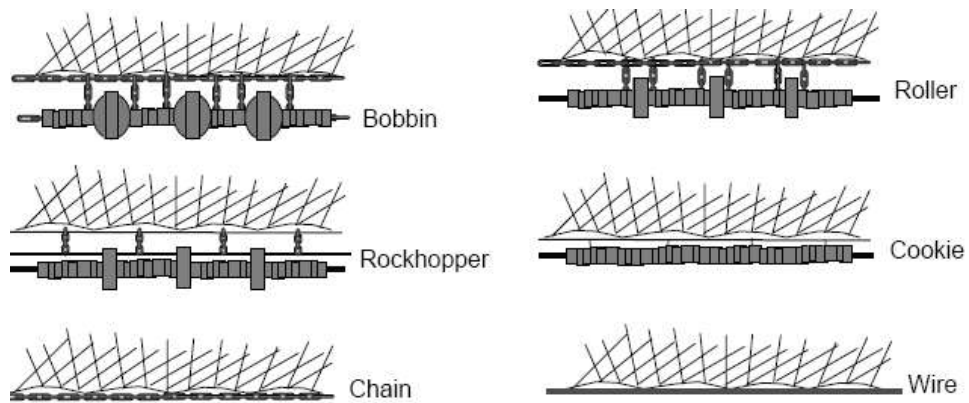
Her følger en generell beskrivelse av de mest brukte fiskeredskapene i norske fiskerier som er i kontakt med bunn. En detaljert beskrivelse av redskapenes oppbygging, fangstprinsipp og utøvelse av de ulike fiskeriene er gitt av von Brandt (1984) og Karlsen et al. (2001).

Bunntrål: Bunntrål er i prinsippet et konisk utformet nett som taues langs bunnen. Trålen holdes åpen ved hjelp av trålkuler, bunngear og tråldører (figur 4.1). Tråldørene som brukes av de største fartøyene kan hver veie inntil 5–6 tonn. Trålen taues langs bunnen med en fart på 2 (reketråling) til 5 knop (fisketråling). Tråldører og trål er forbundet med sveiper laget av stålwire eller kjetting. Disse varierer i lengde mellom 30 og 150 m. Under trålen er det montert et bunngear som skal beskytte trålen mot slitasje og øke fremkommeligheten over ujevn bunn. Bunngear kan ha ulike utforminger som vist i figur 4.2. I tradisjonell bunntråling har tråldører, sveiper og bunngear kontakt med bunnen under tauing. Avhengig av sveipelengden kan bredden av bunnen som påvirkes under tråling med enkel bunntrål være mellom 40 og 200 m. Med 4 knops tauefart og 100 m tråldørspredning tilsvarer dette at 740 800 m² bunnareal påvirkes hver tråltime. I moderne bunntråling benyttes også multitrålrigger der to eller tre tråler er rigget for å kunne taues ved siden av hverandre (figur 4.3). Ved dobbeltråling brukes to tråldører, to tråler og en vekt mellom den midtre trålwiren og sveipene til hver av trålene. Vekten er ca. 30 % tyngre enn tråldørene. Dobbelttråling benyttes mest i reketråling og i noen grad i torsketrålfisket. I reketrålfisket benyttes også trippeltrålrigger som gjør bruk av tre tråler, to tråldører og to vekter. En tredje variant av bunntråling er partråling der to fartøyer tauer en trål (figur 4.4). Her benyttes ikke tråldører, men vekter kan være plassert i overgangen mellom tauewirene og sveipene.

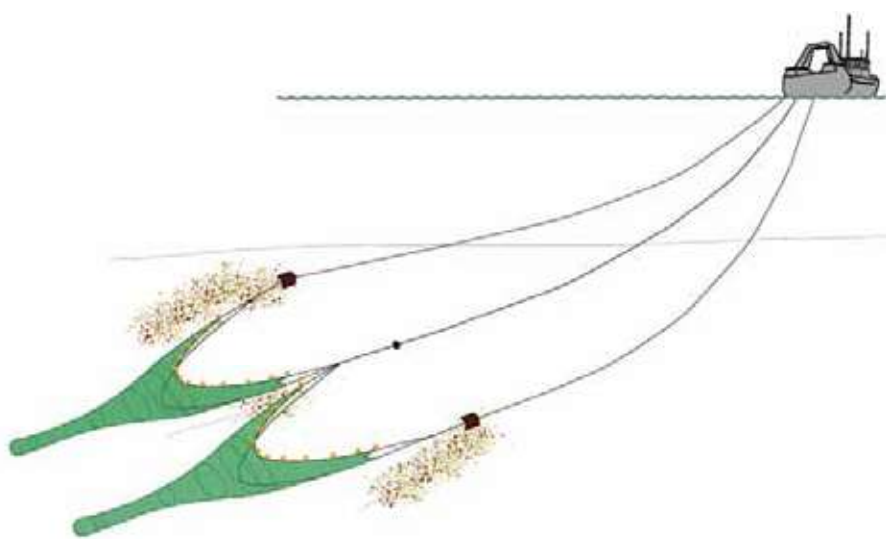
Snurrevad: Snurrevad består av et konisk utformet nett med vinger som på en trål. Det spesielle med en snurrevad er lange tau framfor nettdelen som settes ut i et trekantmønster og hales inn av et fartøy som enten er oppankret (dansk snurrevad) eller som bruker motorkraft for å holde fartøyet i tilnærmet samme posisjon under innhiving av snurrevad-tauene (skotsk snurrevad). Teknikken er illustrert i figur 4.5. Taulengden på hver side kan variere mellom 1000 og 2500 m. De to tauene blir dratt inn samtidig som snurrevadnoten gradvis lukker seg, og som mot slutten av innhivingen beveger seg framover tilsvarende som en trål.



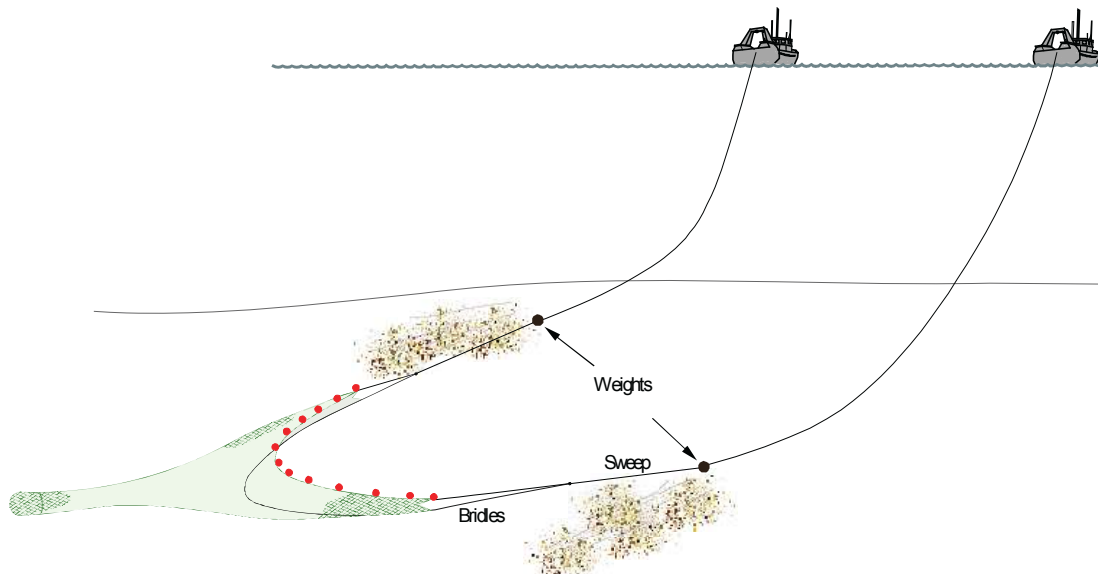
Figur 4.1. Illustrasjon av bunntåling med enkeltrål.



Figur 4.2. Eksempler på utforming av bunngear som nyttes ved bunntåling.

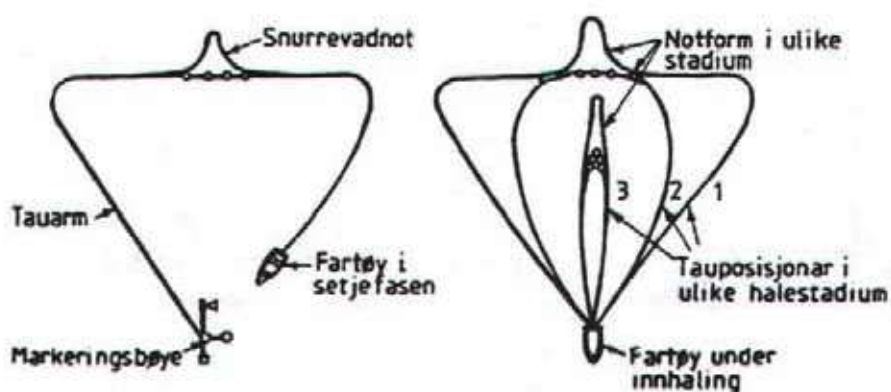


Figur 4.3. Bunntåling med to tråler (dobbeltråling).



Figur 4.4. Partråling med bunntål.

En snurrevad er utstyrt med et lettere bunngeare enn trål. Snurrevadfiske baseres i stor grad på å "kaste på" ansamlinger av fisk. Havbunnsareal som påvirkes av en snurrevad avhenger i hovedsak av taulengder som blir brukt og på dypet der det fiskes, og er dermed langt lavere enn for trål (figur 4.5). Den største bunnpåvirkningen er av tauene når disse går sammen i første fase av snurrevadoperasjonen. Siden snurrevadfiske er avhengig av at tauene ikke hekter seg fast i bunnhindringer i samlefasen, er det klare begrensinger til hva slags bunn snurrevadfiske kan drives på. Det er ikke utført undersøkelser for å dokumentere fysiske effekter av fiske med snurrevad på bunnhabitater. Potensielle effekter er sannsynligvis langt mindre enn for bunntåling siden en snurrevad ikke har tråldører, bunngearet har en lettere oppbygning, og redskapen ikke taues over lengre avstander. Tauene kan imidlertid gi fysiske effekter tilsvarende sveipene på en trål.



Figur 4.5. Prinsippskisse for skotsk snurrevad.

Flytetrål: Dette er et redskap som brukes mest i fiske etter pelagiske arter (sild, makrell, lodde, kolmule). Redskapen taues i de frie vannmassene og er ikke i kontakt med bunnen. Ifølge gjeldende regelverk defineres flytetråling som et fiske der ingen deler av redskapen har

bunnkontakt under tråling. Flytetrål brukes imidlertid også i økende grad til å fange torskefisk når disse i perioder oppholder seg over bunnen. Spesielt har bruk av flytetrål vært vellykket i seifisket, og da gjerne brukt på en slik måte at deler av trålen har bunnkontakt.

Bunnline: Bunnline settes på bunnen og har en dregg i hver ende. Dreggen, selve lina og krokene vil ligge langs bunnen mens lina fisker. Med unntak av dreggen som er tung, vil ikke lina påvirke selve bunnssubstratene fordi line, krok og agn har lav egenvekt. Imidlertid kan kroken hekte seg fast i bentiske arter, og det forekommer at svamper og koraller rives løs under haling av lina. Ei line vil potensielt kunne påvirke ei smal linje langs bunnen, og arealet på dette området ("nedslagsfeltet/footprint") vil derfor være lite. Lina settes ofte parallelt med en innbyrdes avstand på en halv nautisk mil.

Pålesatt line: Denne måten å sette line på er en form for hybrid mellom fløyline og bunnline. Lina er fløyta opp fra bunnen og krokene er ikke i berøring med bunnavlevende organismer. Pålesatt line har en dregg i hver ende og er forankra i bunnen med steiner i en avstand på ca. 100 m. Denne linetyper vil derfor bare kunne påvirke bunnen langs små og spredte punktavtrykk.

Garn: Garn er et nett som settes langs bunnen. Øverst har garnet ei flytetelne som holder det oppe, og nederst ei blytelne eller jernringer som gir bunnkontakt. I likhet med line vil et garn ha fysisk kontakt med bunnen langs ei smal linje. I sterk strøm vil i tillegg den nederste delen av selve garnet kunne legge seg ned langs bunnen. Under haling kan garn rive løs bentiske organismer som har viklet seg fast i nettet. Et annet, og i enkelte områder et utbredt problem med garnfiske, er "ghostfishing" (spøkelsesfiske). Dette innebærer at garn som av ulike årsaker går tapt, blir stående igjen på bunnen og fortsetter å fiske, og kan i enkelte tilfeller også påføre skade på bunn. Fiskeridirektoratet har en betydelig aktivitet på rydding av tapte garn som er viktig både med hensyn på beskyttelse av habitat og fiskebestandene.

Teine: Teiner er utforma som et bur og virker som ei felle som ved hjelp av agn lokker til seg fisk og skalldyr. I norske fiskerier brukes teiner først og fremst i fiske etter skalldyr (taskekrabbe, kongekrabbe, hummer) og i liten grad i fiske etter torskefisk (brosme, lange, torsk). Vanlig størrelse på ei torsketeine er 1,0 x 1,5 m som tilsvarer det arealet av bunnen som redskapen kommer i kontakt med. Det er også utvikla teiner som er fløyta opp fra bunnen for å unngå bifangst av kongekrabbe. Torsketeiner settes med en avstand på 30–50 m.

4.2 Flåtestruktur, landinger og fangstverdi

Dette avsnittet gir en beskrivelse av flåtestrukturen som opererer i norske farvann, samt kvanta landet og fangstverdi for ulike redskapssegmenter. Tabell 4.1 viser omtrentlig fordeling av antall fartøy per redskapstype for 2011 basert på elektronisk fangstrapportering (ERS). Det bør bemerkes at mange fartøy fisker med flere redskapstyper, og innrapportering av fangster i henhold til redskapstype/kode vil endre seg fra registrering til registrering avhengig av redskapstypen som ble benyttet. I oversikten i tabell 4.1 er innrapporterte rekefangster registrert som reketrålartøy, selv om disse også har landet fisk. Fiske med

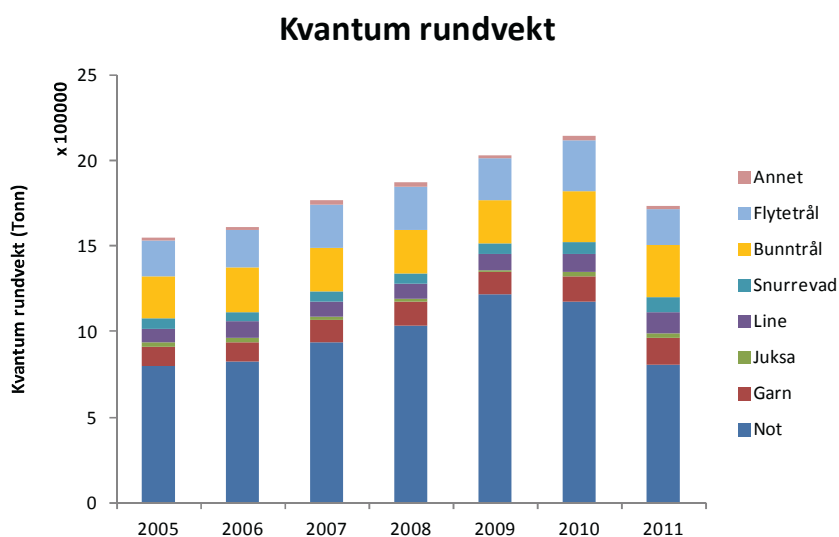
bomtrål er svært begrenset (Nordsjøen/ Skagerrak) og er her inkludert i bunntål kategorien. En mer presis kategorisering basert på disse dataene er mulig, men forutsetter mer detaljerte analyser.

Tabell 4.1. Fordeling av antall fartøy per redskapstype i Norge i 2011, data fra elektronisk fangstrapportering (ERS) ved Fiskeridirektoratet.

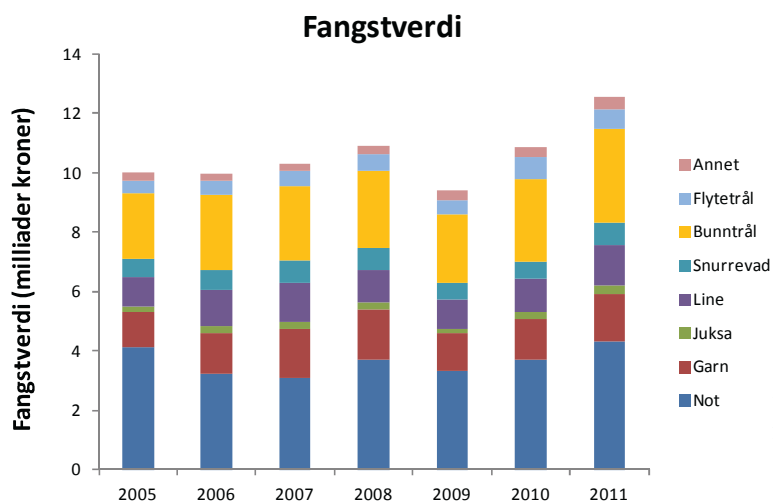
Redskapstype	Redskapskode (Fiskeridirektoratet)	Antall fartøy
Snurpenot/ringnot	10 & 11	195
Flytetråd	53 & 54	56
Krokredskaper, pelagisk	31, 33 & 34	27
Garn	20 & 22	109
Krok, bunn	30 & 32	91
Teiner	42	9
Bunntål fisk	51	70
Bunntål reke-/sjøkrepstrål	55	87
Snurrevad	61	175
TOTAL		819

Reke-/sjøkrepstrål-kategorien gjelder i all hovedsak fiske med reketråd etter reken *Pandalus borealis*, men andre *Pandalus*-arter og sjøkrep (*Nephrops*) er også inkludert i denne gruppen. Sjøkrepsfiske med trål er svært begrenset i omfang og er avgrenset til deler av Nordsjøen/Skagerrak, men alle reke- og sjøkrepster er i denne oversikten inkludert i samme kategori på grunn av enkelte feilkategoriseringer i fangstdagbøkene.

Totalt landet kvantum i norsk økonomisk sone har økt årlig i perioden 2005-2010, og avtok noe i 2011 (figur 4.6). Fangstverdien i perioden var tross lavere kvantum høyest i 2011 (figur 4.7).



Figur 4.6. Totalt landet kvantum (rundvekt i 100 000 tonn) per redskapstype i norsk økonomisk sone i perioden 2005-2011, data fra Fiskeridirektoratet 2012.



Figur 4.7. Total fangstverdi i milliarder NOK per redskapstype i norsk økonomisk sone i perioden 2005-2011, data fra Fiskeridirektoratet 2012.

4.3 Trålte områder og trålintensitet

I dette avsnittet presenteres estimater over trålte arealer for bunnetrål og reketrål, samt kart over områder utsatt for bunnetrål og trålintensiteten i de eksponerte områdene.

Estimater av trålintensitet og kart er beregnet på bakgrunn av ERS-data fra 2011. Dataene omfatter alle norske og utenlandske fartøyer over 15 m som fisker med bunnetrålredskap i norsk økonomisk sone (NOR) eller fiskerivernsonene (XSV). Varighet av fangstoperasjonen er i ERS-forskriften definert som perioden fra dørene skytes av til redskapen er på dekk, og er derfor noe overestimert i forhold til perioden redskapen er i fysisk kontakt med bunnen. For å kartlegge hvor trållaktiviteten fant sted, hvilke områder som ble eksponerte, og trållintensiteten i disse områdene ble GPS-posisjonene for skyt og hiv fra ERS-dataene analysert og plottet i et Geografisk Informasjons System (GIS).

Hvert datapunkt ble tilordnet den geografiske cellen (5x5 km) det tilhørte. Trållt distanse ble beregnet som linjene mellom de registrerte start- (skyt) og stopp- (hiv) posisjonene. Trållintensitet i enhet lengde per areal (km/km^2) ble beregnet for hver celle.

Geografisk fordeling av bunnetrålningen utført av norske og utenlandske fartøyer i norske farvann for 2011 er vist i figur 4.8. Bunnetrål benyttes i hovedsak i fiske etter torsk, hyse og sei, mens reketrål i all hovedsak benyttes i fisket etter reken *Pandalus borealis*. Generelt er det betydelig trållaktivitet i store deler av Nordsjøen fra Dogger og Tyskebukten i sør til Tampen i nord. Store områder med middels til høy trållintensitet finnes i Skagerrak og i nordlige del av Nordsjøen. Høyest intensitet er funnet i området som strekker seg fra Skagerrak langs Norskerenna til nord for Shetland. Det er områder med høy trållintensitet på Mørekysten, Haltenbanken, Sklinnabanken og bankene og ytre deler av sokkelen utenfor Nordland, mens store deler av de mer kystnære farvannene på Vestlandet er upåvirket av trålling. Områder med middels til høy intensitet strekker seg videre fra Vesterålsbankene og nordover til bankene utenfor Troms og Tromsøflaket. På bankene utenfor Finnmark er der også et belte med relativt høy trållintensitet. Kartet viser også middels til høy trållintensitet i

området rundt Bjørnøya og i nordlige deler av Barentshavet. Ved Svalbard og i området rundt Jan Mayen foregår det også tråling med noe høy intensitet i enkelte områder. Store deler av det sentrale og østlige Barentshavet er imidlertid ikke utsatt for trålaktivitet.

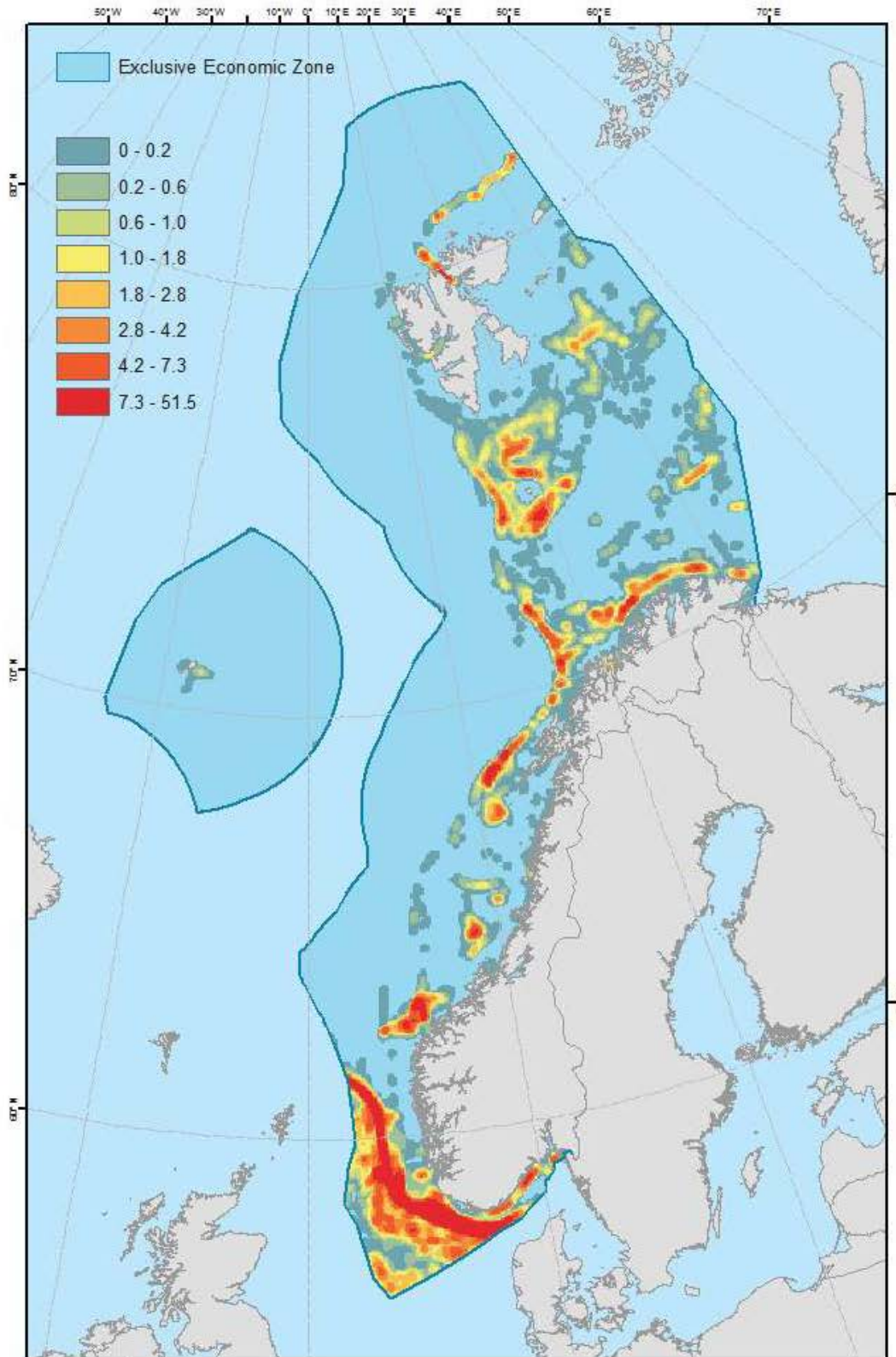
Basert på dataene i figur 4.8 er det totale arealet av havbunnen eksponert for bunntråling estimert til 607,683 km², eller 25,1 % av den norske økonomiske (totalt 2,419,182 km²). Gjennomsnittlig trålintensitet innenfor dette området var 1,7 km/km² som forutsatt en gjennomsnittlig dør spredning på 100 m tilsvarer et gjennomsnittlig påvirket areal per celle på 0,17 km²/km². Det reelle arealet kan imidlertid være noe høyere grunnet kursendringer underveis i trålhalene, eksempelvis ved tråling langs en bue, og trålt avstand vil da være lengre enn distansen mellom start- og stopp-posisjonene. Denne feilkilden vil delvis kompenseres av at redskapen ikke har hatt bunnkontakt i hele perioden registrert som fiske i ERS-systemet.

4.4 Modifisering av fangstteknikker for å forebygge bunnpåvirkning

Forskning og teknologisk utvikling kan bidra til redusert påvirkning på havbunn og bunnfauna ved trålfiske på flere områder. Her skisseres fem ulike tiltak som vil kunne bidra til at den totale påvirkning på bunnhabitater reduseres betydelig i forhold til dagens nivå:

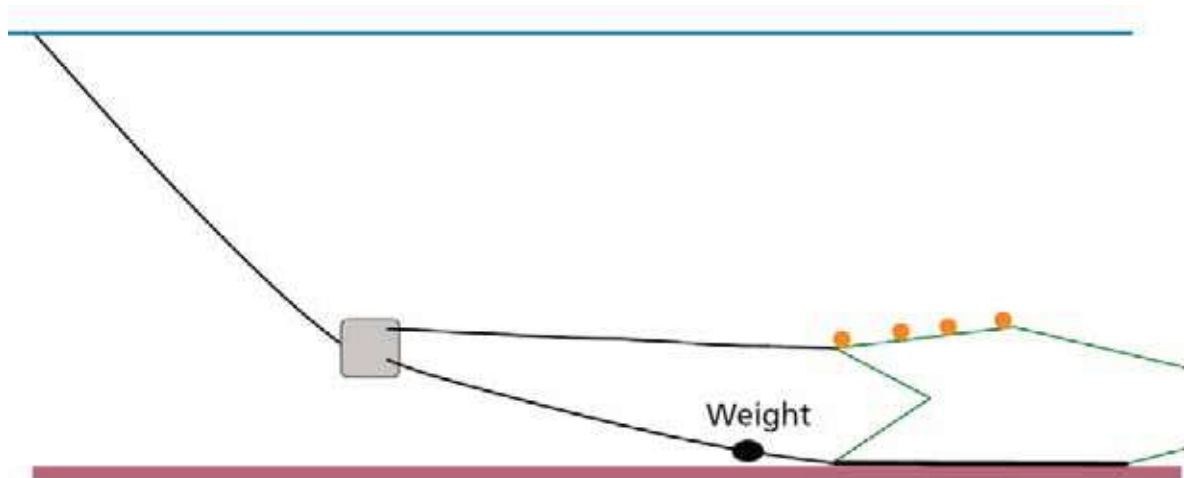
1. Overgang til pelagisk tråling
2. Redusere påvirket bunnareal under tråling
3. Redusert bunntrykk av trålkomponenter
4. Økt tråleffektivitet
5. Bedre kunnskap om bunnforhold for å unngå tråling i særlig sårbare områder.

Pelagisk tråling: norsk trålfiske er i dag i realiteten en blanding av pelagisk tråling og bunntråling. Noen fiskeslag som kolmule fanges i hovedsak med pelagisk trål, og dette fisket har således ingen bunnpåvirkning. Flere andre fiskeslag opptrer også pelagisk og er da tilgjengelig for pelagisk trål og snurpenot. Dette gjelder pelagisk fisk som sild, makrell og særlig lodde som tradisjonelt primært fanges med notredskaper. Torskefisk som torsk, hyse og sei opptrer både ved bunn og pelagisk. Tradisjonelt er fisket etter disse fiskeslagene primært med bunntrål (enkel- eller dobbeltrål-rigging). På 1970-tallet var det imidlertid et kommersielt fiske etter torskefisk med pelagisk trål i Barentshavet. Dette ble forbudt i 1979 grunnet for store fangster av småfisk og vansker med håndtering av for store fangster, ofte med betydelig utkast som resultat. I de siste fem årene er det på forsøksbasis og dels kommersielt blitt utviklet og tatt i bruk flytetral for fangst av torskefisk. For sei har denne trålteknikken vist seg overlegen i forhold til tradisjonell bunntråling. I Barentshavet er det i forsøk tatt gode enkeltfangster med flytetral, men tiden torsk og hyse er tilgjengelig for flytetral er svært begrenset både med hensyn til sesong og døgntid. Erfaringene viser imidlertid at flytetral kan være effektiv i noen perioder, og trålere som er utrustet med flytetralredskap kan følgelig ta en viss del av kvotene med trål uten bunnkontakt. Hvis flytetraling var tillatt og de aktuelle trålerne var utstyrt med denne redskapen ville det være mulig å fange en stor del av kvotene av torskefisk med trål helt uten bunnkontakt.



Figur 4.8. Trålintensitet i norske farvann (norske og utenlandske fartøyer) i 2011 plottet i 5x5 km celler. Skalaen angir trålintensitet i trålt distanse per areal (km^2/km^2), inndelt i 8 intensitet kategorier (kvantiler). Totalt trålt areal er $607,683 \text{ km}^2$, med en gjennomsnittlig trålintensitet på $0,17 \text{ km}^2/\text{km}^2$ pr celle. Blå farge representerer upåvirkede områder.

Redusere påvirket bunnareal under tråling: En vanlig bunntål påvirker bunn i ulik grad i en bredde som tilsvarer avstanden mellom tråldørene. Ved dobbeltrålriggering er bredden 250–300 m og ca. 100 m ved enkeltrålriggering. Bunngearet er i direkte berøring med bunn og er den delen av redskapen som har mest påvirkning på bunn utenom tråldører og rullevekter, og utgjør ca. 30 % av fangstbredden til en konvensjonell bunntål. Sveipene mellom trål og tråldører/rullevekter (ca. 70 % av fangstbredden) er den delen av trålredskapen som påvirker bunnen minst. Den mest effektive reduksjonen av påvirket areal vil være ved at tråldørene løftes fra bunn og at sveipene mellom tråldører og trålvinger har klaring til bunn. Der foregår en teknologisk utvikling på dette området innenfor SFI-CRSIP (www.imr.no/crisp). Med dette tiltaket vil en unngå den direkte påvirkningen fra tråldørene og samtidig redusere påvirket bunnareal betydelig, anslagsvis med ca. 2/3. Dette vil også føre til en betydelig reduksjon i drivstoff-forbruket under tråloperasjonen. Flere trålere har allerede tatt i bruk teknikker der tråldørene er lettet fra bunn, også i reketråling der bunnkontakt av bunngearet er en forutsetning for effektiv fangst. En hovedutfordring med denne tilnærmingen har vært usikkerhet knyttet til om bunngearet har tilstrekkelig bunnkontakt, samt hvorvidt jaging av fisk inn mot trållåpningen ved hjelp av sveipene ("herding") er tilstrekkelig når sveipene ikke har bunnkontakt. Det nyttes derfor i dag i stor grad vekter montert 40–50 m bak tråldørene for å oppnå bunnkontakt med sveipene (Valdemarsen et al. 2007) (figur 4.11), og dette vil redusere gevinsten av pelagisk rigging av tråldørene.



Figur 4.11. Pelagisk rigging av tråldører ved bunntåling (fra Valdemarsen et al. 2007).

For at teknikken med tråldører og sveiper over bunn skal kunne brukes optimalt, og i større omfang enn i dag, er det viktig at instrumenter som overvåker bunnkontakten på vingspissene er tilgjengelige. Det vil også være til stor hjelp dersom tråldørene på hver side kan justeres vertikalt slik at bunnkontakten til trålen blir lik på begge sidene. En annen viktig forutsetning for at teknikken skal fungere i praktisk fiske er at sveiper over bunn samler fisk tilsvarende som når disse trekkes langs bunn. Hvis dette oppnås kan denne teknikken, som ofte omtales som semipelagisk tråling, være en viktig bidragsyter til å redusere bunnpåvirkningen under tråling.

Redusert bunndrykk av trålkomponenter: Hvis tråldører og sveiper lettes opp fra bunn som beskrevet ovenfor, gjenstår utfordringen med å redusere påvirkning av bunngearet. I dag dominerer rockhopper-skiver som bunngear i alt bunntrålfiske (se figur 4.2). For å sikre god bunnkontakt er et rockhopper-gear laget ekstra tungt. Sannsynligvis er det potensial for å redusere vekten også på denne bunngear-typen noe uten at det går ut over fangsteffektiviteten. Instrumenter for overvåking av bunnkontakten vil være et nyttig hjelpemiddel til å sørge for at effektiviteten opprettholdes. En annen mulig tilnærming er å utvikle mer skånsomme bunngear-typer. I fiskerier der det skulle vise seg nødvendig at sveipene har bunnkontakt for å opprettholde fangstevnen, kan et annet aktuelt tiltak være å benytte noen rullebobbins montert på sveipene. Disse vil sørge for at sveipene lettes 5–10 cm opp fra bunn mellom bobbinsdiskene. Denne teknikken er evaluert og brukes blant annet i bunntrålfisket i Alaska (Rose 2006).

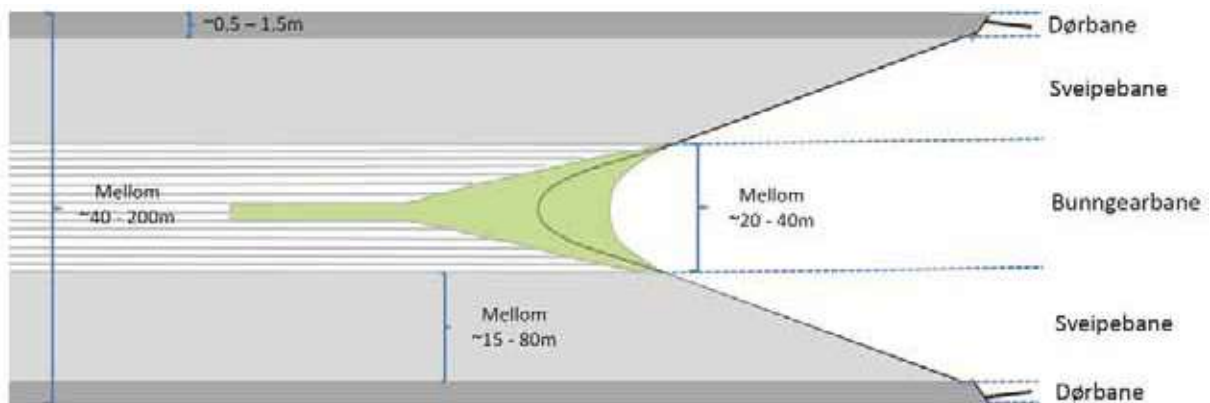
Øke tråleffektiviteten: Et effektivt virkemiddel for å redusere bunnpåvirkningen er utvilsomt at det brukes mindre fisketid på å fange tildelt kvote. Dette kan skje gjennom utvikling av bedre tråler og ikke minst trålteknikker, herunder utvikling av ny trålinstrumentering. Utviklingen som skjer innenfor CRISP retter seg mot flere av disse utfordringene (www.imr.no/crisp).

Bedre kunnskap om bunnforhold for å unngå tråling i "sårbare" områder: Tråling er et aktivt fiske, der utbredelsen av fiskeforekomstene i stor grad bestemmer hvor det tråles. Ved bunntråling er det ofte en sammenheng mellom bunnforhold og fisketetthet. Moderne trålere er i dag utstyrt med instrumenter for nøyaktig posisjonering av redskapen både i forhold til fisk og bunnforhold. Med nøyaktig angivelse av posisjon til spesielt sårbare områder på havbunnen er det derfor fullt mulig å unngå å komme i kontakt med slik bunn under fiske. Dette vil kreve at slike områder er identifisert og avmerket på elektroniske fiskerikart, og at det samtidig innføres restriksjoner på tråling i disse områdene.

5 Effekter av fiske på bunnsbstrater

Fiskeredskaper har fysiske interaksjoner med omgivelsene som vil variere med type redskap og økosystem. Denne rapporten er rettet mot effekter av aktive redskaper med direkte bunnkontakt, og fokus er derfor på bunntål. Bunntåling kan endre topografien på havbunnen (abiotiske effekter), for eksempel ved at de etterlater spor i sedimentene eller ved utflating av strukturer. Videre kan forflytning av betydelige sedimentmengder begrave og kvele andre organismer. Slike fysiske interaksjoner kan også redusere kompleksiteten av et habitat ved å fjerne finskala strukturer på overflaten av sedimentene, eller bryte opp korallstrukturer som kan gi skjul til og representere matkilder for andre organismer.

Fysisk interaksjon mellom trål og havbunn er avhengig av bunntype og den delen av trålen som er i kontakt med bunnen. I kapittel 4.1 ser vi at trålen, i sin enkleste form, har tre hovedkomponenter som er i kontakt med havbunnen: grunngear, sveipene (med tilhørende komponenter) og tråldørene. Ut fra vår forståelse av størrelsen på en trål (oppsummert i kap. 4.1) er det potensielle avtrykket av hver komponent beregnet og oppsummert i figur 5.1.



Figur 5.1. Konseptuelt avtrykk av trålen og dens komponenter.

5.1 Dokumentasjon av fysisk påvirkning på bunnsubstratet

Undersøkelser er gjennomført i Norge og Skottland i regi av DEGREE-prosjektet for å måle dimensjonene på avtrykket disse komponentene etterlater på havbunnen (DEGREE 2010) (figur 5.2-5.4). I Skottland sammenliknet dykkere områder på havbunnen (med ulike bunnsbstrater) før og etter trålen hadde passert. Bilder med eksempler på avtrykk fra hver komponent vises for mudder og sand i figur 5.5. Ved hjelp av laserskanningteknikker fikk dykkerne nøyaktige målinger av bunntopografien før og etter tråling (se for eksempel figur 5.6).



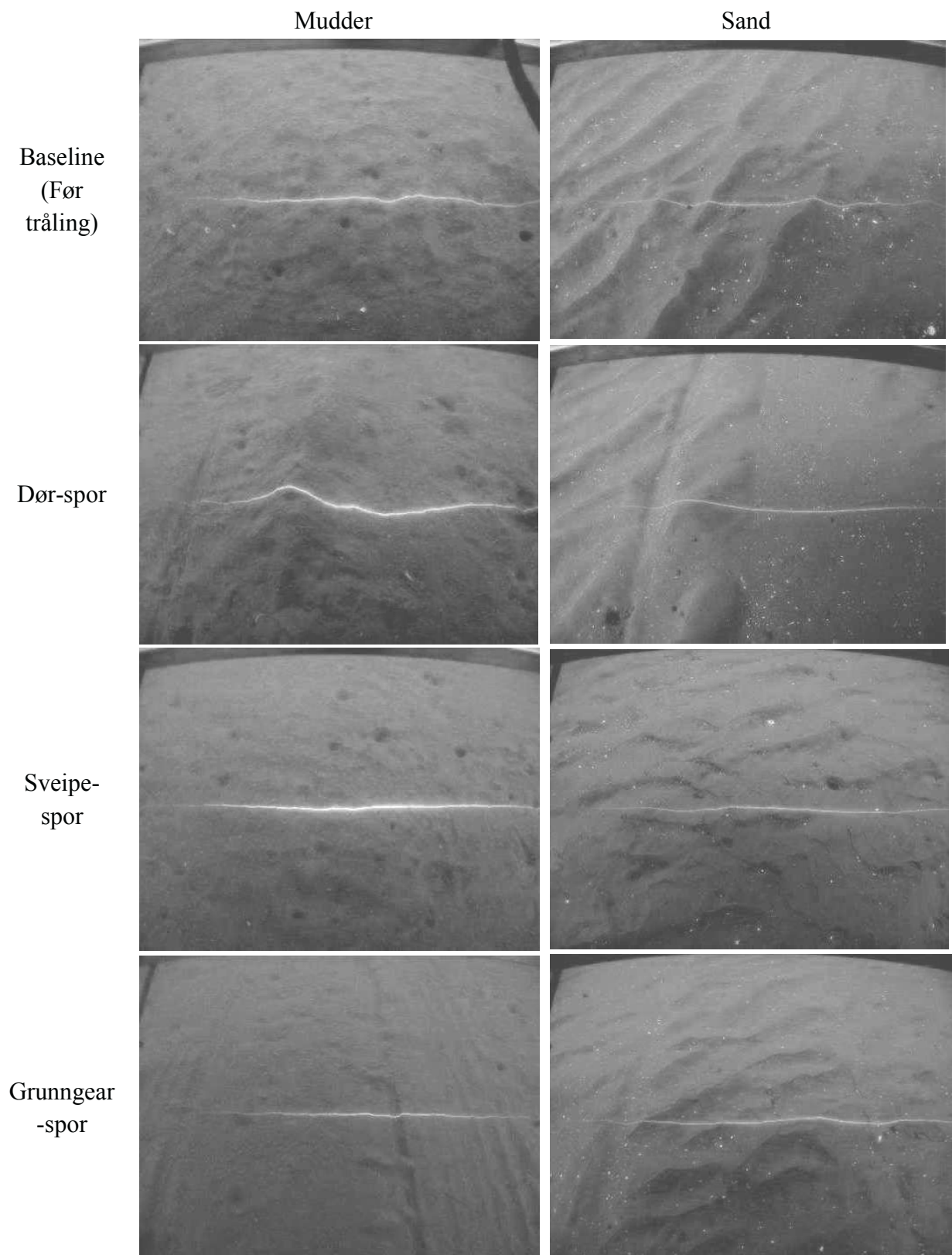
Figur 5.2. Spor etter døren på rockhoppertrål i mykt mudder i Varangerfjorden. Avstanden mellom de røde laserlysene er 10 cm (fra DEGREE 2010).



Figur 5.3. Spor etter sveipekjetting i mykt mudder i Varangerfjorden. Man ser små mudderhauger spredt over kjetting-sporene. Avstanden mellom de røde laserlysene er 10 cm (fra DEGREE 2010).

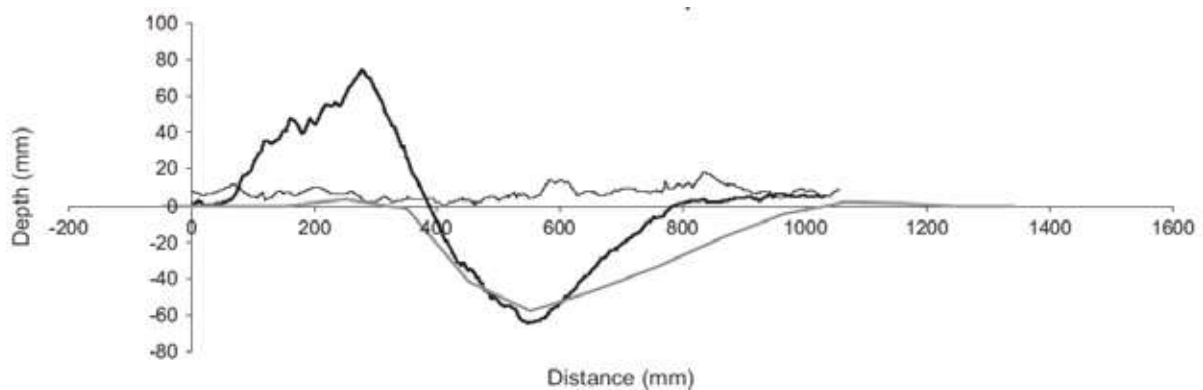


Figur 5.4. Spor etter grunn gear fra rockhoppertrål i mykt mudder i Varangerfjorden. Avstanden mellom de røde laserlysene er 10 cm (fra DEGREE 2010).



Figur 5.5. Bilder av sedimenter før og etter kontakt med ulike komponenter av trålen i mudder og sand. Hvert bilde viser også laserprofil (fra DEGREE 2010).

På grunnlag av bildene var det mulig å beregne dybde og proporsjon på sporet som hver trålkompontent etterlot i substratet (tabell 5.1). Det kom klart fram at tråldørene hadde den proporsjonelt største påvirkningen sammenliknet med de andre komponentene, til tross for at sporet var relativt smalt (~0,5-1,5 m). Tråldøren graver en grøft/fure som er opp til 20 cm dyp (i norske observasjoner, 10 cm i Skottland) og flytter store mengder substrat på hver side av sporet. Furen er ikke alltid sammenhengende, da tråldøren tidvis kan lette fra bunnen, avhengig av bunntopografi og sjøgang. Avtrykket etter grunngear utgjør en relativt liten del av sporet (opp til 12 % i sand og 20 % i mudder), men på grunn av bredden (~ 20–40 m) er det større enn avtrykket etter tråldøren (~ 2–4 m i sand; ~ 4–8 m i mudder). Den største delen av det totale sporet utgjøres av avtrykket etter sveipene, som ser ut til å ha liten påvirkning på mudderbunn. På sand er det mer kontakt på grunn av bølger i sanden, men det begrenser seg til de øverste 2 centimeterne av sedimentene. Det er imidlertid viktig å huske at denne komponenten kan ødelegge strukturer som hever seg mer enn noen få centimeter over bunnen.



Figur 5.6. Lasermålinger før (stiplet linje) og etter (svart hel linje) kontakt med tråldør i mudderaktig sand sammenliknet med prediksjoner fra en klassisk FE plastisitetmodell (grå hel linje) (fra O'Neill et al. 2010).

Tabell 5.1 Proporsjon av sedimenter på ulike dyp påvirket av tråldører, sveiper og grunngear under forskningstråling i sand- og mudderhabitat. Ingen komponenter gikk dypere enn 10 cm i de ulike habitatstypene.

Trålkompontent	Dyp (cm)	Proporsjon av påvirket sediment	
		mudder	sand
Dørspor	0 - 2	0.91	0.2
	2 - 5	0.30	0.01
	5 - 10	0.05	0
Sveipespor	0 - 2	0	0.19
	2 - 5	0	0
	5 - 10	0	0
Grunngearspor	0 - 2	0.2	0.12
	2 - 5	0.2	0
	5 - 10	0.2	0

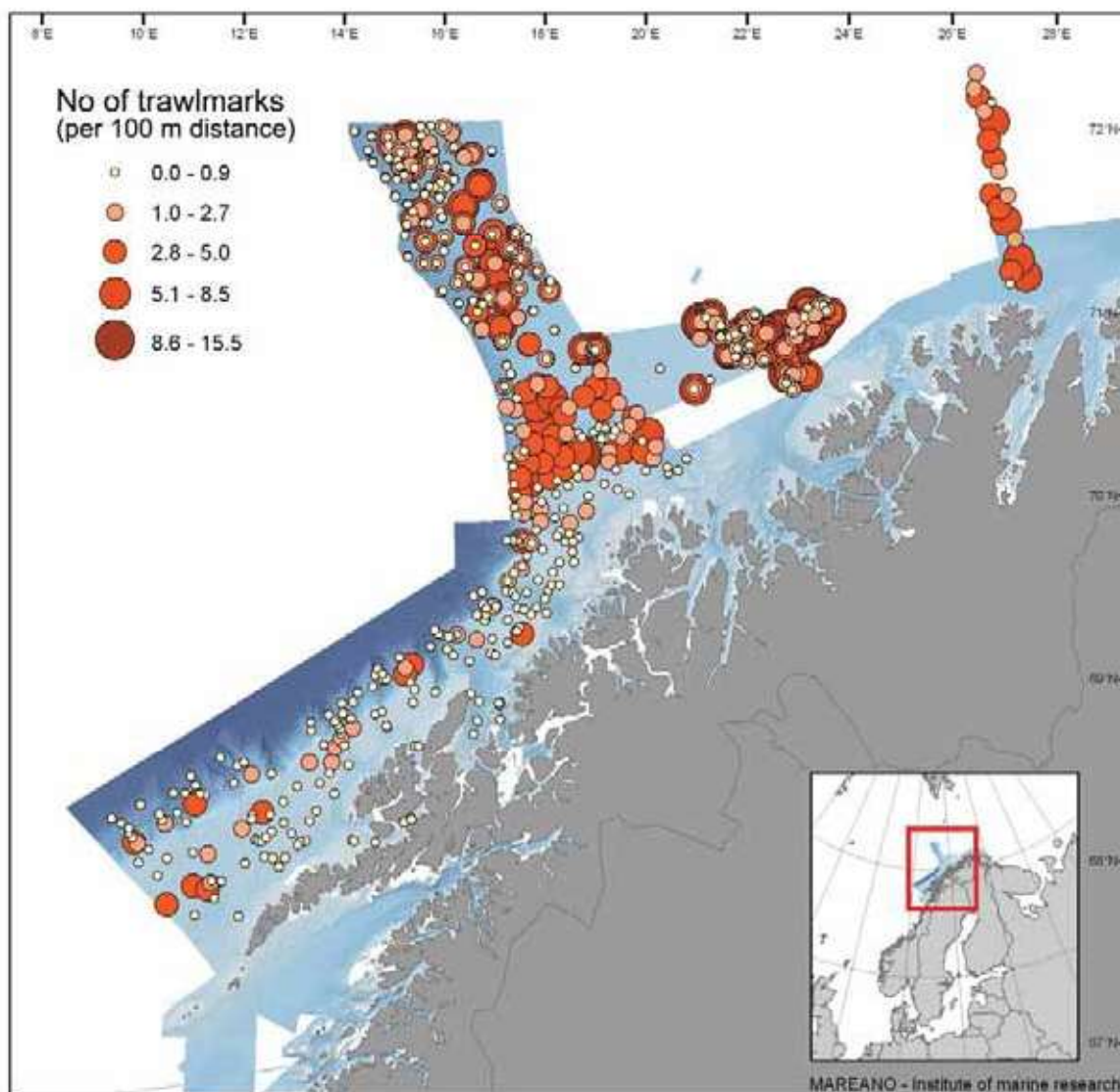
5.2 Dokumentasjon av fysisk påvirkning fra MAREANO

MAREANO har kartlagt antall trålspor observert for hver 100 meter bunn dokumentert med video. Eksempler på slike spor fra trål er vist i figur 5.7.



Figur 5.7. Fysisk påvirkning av bunn fra ottertrål observert med video. **A** Kutt i sediment fra tråldør. **B** Merker etter kjetting i åpningen av trålen. **C** Sediment omveltet av trål. Røde laserpunkt markerer 10 cm skala.

Forekomst av trålspor i områder kartlagt av MAREANO er vist i figur 5.8. Det er i snitt observert 2,3 spor per 100 m videoobservasjon på Eggakanten med et maksimum på 11 per 100 m. På Tromsøflaket er det i snitt 4,2 spor per 100 m og maksimum er 10 per 100 m. I Nordland VII-området er maksimum antall observert 4,9 spor per 100 m, og dette er observert på 620 meters dyp. Det er ikke uvanlig med ett trålspor per 25 meter og i noen områder så tett som hver tiende meter. Foreløpige resultater fra sammenlikning av forekomsten av trålspor med fordelingen av fiskeriaktivitet indikert av satellittsporingsdata viser at sporavsetning er størst på bløte og leirholdige substrater. Figur 5.9 viser fordeling av trålspor i forhold til dyp. Plottene indikerer at trålaktiviteten er stor i to ulike dybdeintervaller. De to toppene i tetthet i disse trålsporplottene gjenspeiler ulike fiskerier. Toppen på dyp mellom 100 og 400 m representerer fiske etter ulik hvitfisk, mens toppen på dyp mellom 600 og 700 m er knyttet til fiske etter blåkveite.

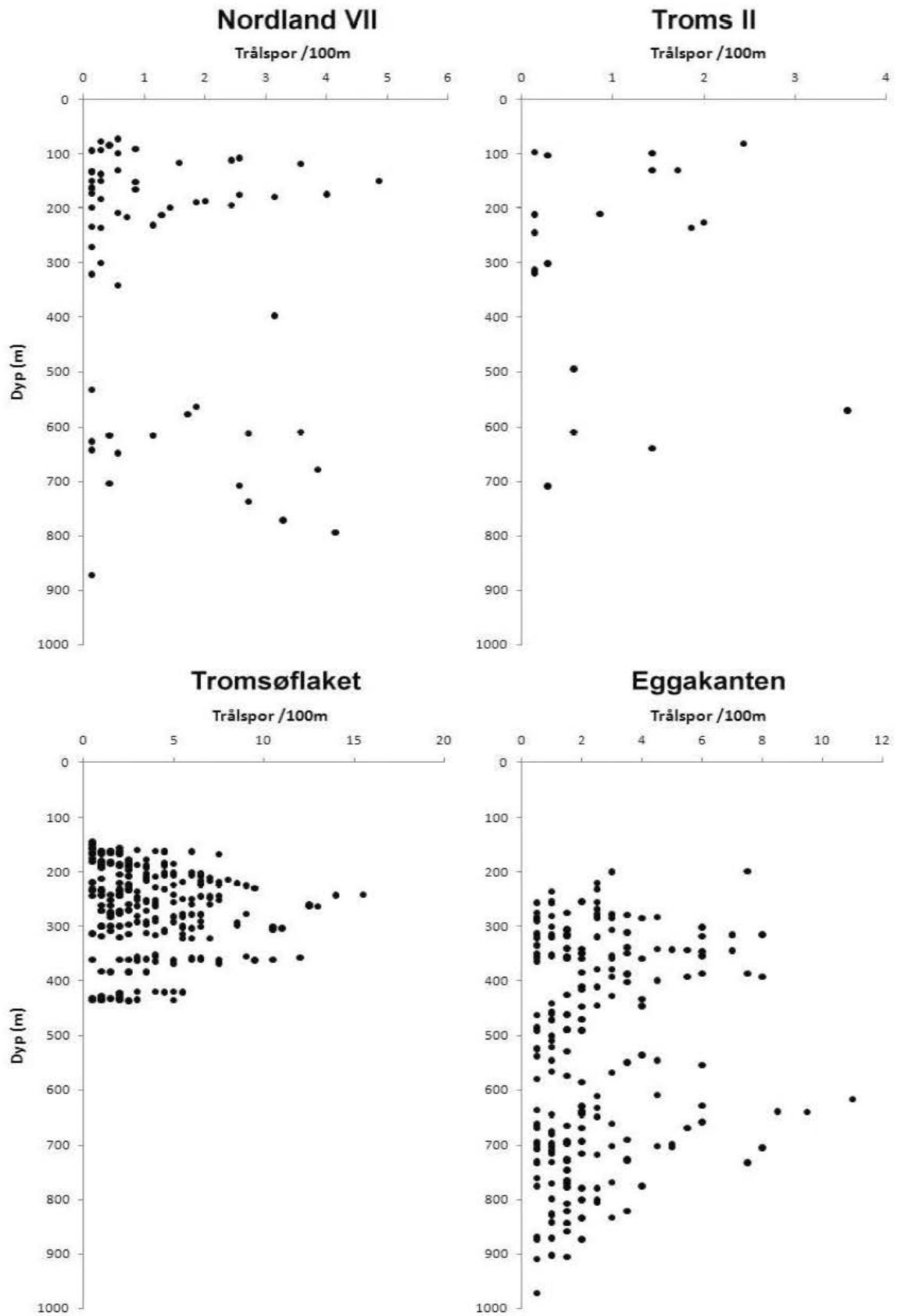


Figur 5.8. Tetthet av observerte trålspor per 100 m strekning videoopptak i områder kartlagt av MAREANO.

5.3 Oppvirvling av sedimentpartikler i bunnsstrater

Fysisk kontakt kan også modifisere bunnsstrat og vannsøylen gjennom resuspensjon av sedimentære komponenter. DEGREE-prosjektet (DEGREE 2010) beskrev omfang og komposisjon av oppvirvlete bunnpartikler i kjølvannet av trålen, hovedsakelig tråldørene, basert på dykkerobservasjoner (figur 5.10). Det utvikles nå teknikker for å beskrive disse partikkelskyene mer nøyaktig ved hjelp av flerstråleekkolodd (O'Neill et al., in prep) (figur 5.11).

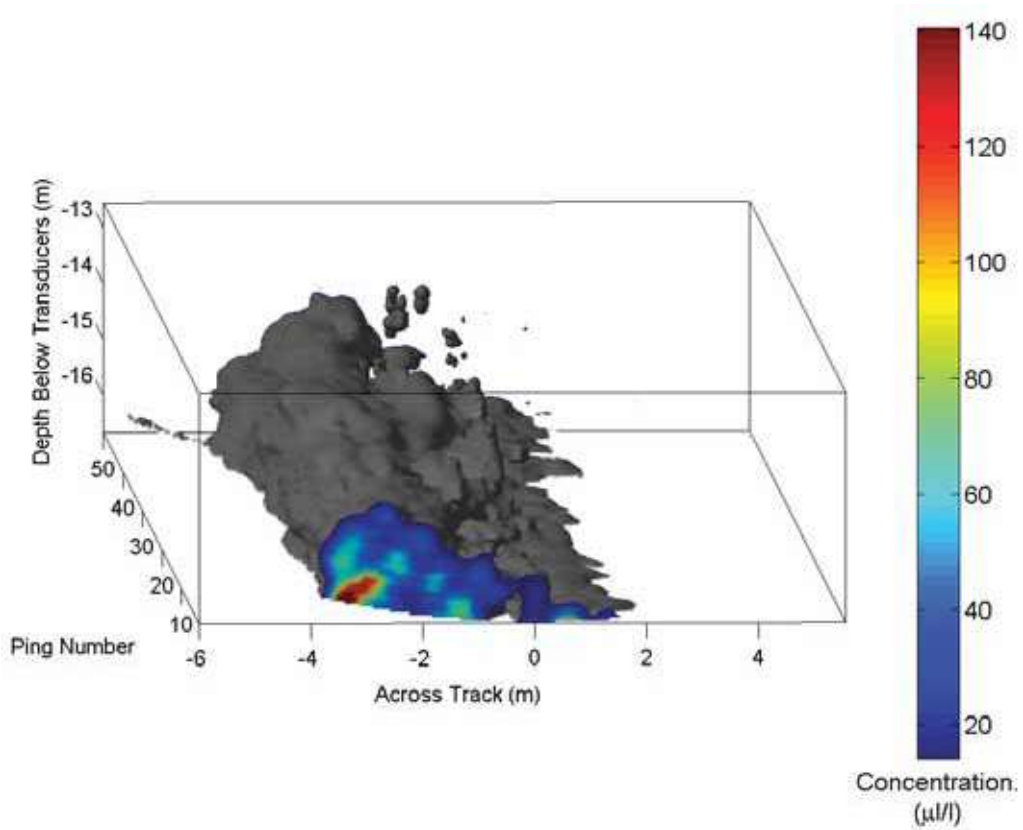
I tillegg kan også prosessen med resuspensjon avgi næringsstoffer (Duplisea et al 2002) og forurensninger (Olive 1993) til vannsøylen, og frigjøre anoksiske lag i sedimentet som igjen kan øke det biologiske oksygenforbruket (Reimann og Hoffman 1991). Fysiske effekter fra fiske kan gjennom slike prosesser i noen grad påvirke naturlige bio-geokjemiske prosesser gjennom fysisk restrukturering av sedimenter (Kaiser et al 2002).



Figur 5.9. Tetthet av observerte trålspor per 100 m strekning videoopptak i fire ulike områder kartlagt av MAREANO.



Figur 5.10. Sandskyen som følger trålen viser hvordan trålen kan virvle opp bunnpartikler (fra Breen 2004).



Figur 5.11. 3D-modell av sedimentsky bak tråldør basert på målinger med flestråleekkolodd Reson 7125 (fra O'Neill et al., in prep).

6 Effekter av fiske på bunnsamfunn og habitater

Utførelsen av fiske kan ha mange effekter på det marine økosystem alt etter hvordan fisket utføres. Spesielt har fokus fra forvaltningen vært rettet mot skade på bunnhabitater som skyldes bruk av bunntrål. I blant annet "Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten" (Meld. St. 10 (2010-2011)) er det fastslått at det er registrert forekomster med skader etter slepende bunnredskaper.

6.1 Generell kunnskap om effekter på bunnsamfunn og habitater

Det finnes få studier som dokumenterer langsiktige effekter av vedvarende bunntråling på store bunndyr. Studier av langsiktige effekter er viktig for å forstå hvilke endringer bunntråling fører til på økosystemnivå (Hinz et al. 2009). Samtidig er langtidseffekter på bunnsamfunn og økosystem vanskelig å dokumentere, men eksisterende kunnskap tyder på at vedvarende tråling kan føre til grunnleggende endringer i bunnsamfunn som i sin tur vil endre næringskjede og energistrømmer på økosystemnivå (Hinz et al. 2009).

Publiserte studier viser at det er spesielt den langlivede og habitatskapende bunnfaunaen som er følsom for bunntråling (Sainsbury et al. 1997), Desprez 2000, Moran og Stephensen 2000, Pitcher et al. 2000, Sarda et al. 2000, Wassenberg et al. 2002).

Det finnes i dag lite kvantitativ informasjon om restitusjonsprosessen. Noen studier peker på at for bunndyr som lever nedgravd i sedimentet (infauna) vil restitusjonsprosessen kunne ta 18 måneder (Tuck et al. 1998), mens for epibentos som Mollusca, Crustacea, Annelida og Echinodermata kan restitusjonstiden være 1–3 år (Sarda et al. 2000, Desprez 2000). Store fastsittende megafunaorganismer vil ha en restitusjonstid fra år til tiår. Indirekte studier av Pitcher (2000) og Sainsbury et al. 1997) viser at store svamper kan trenge mer enn 15 år for reetablering. En studie av endringer i megafauna på "seamounts" viser at 10 år etter at tråling er opphørt spores ingen restitusjon av de svamper og koraller som er blitt påvirket (Williams et al. 2010). Slike store bunnorganismer representerer et habitat rikt på bunnfauna og fisk (Buhl-Mortensen et al. 2010a).

6.2 Resultater fra eksperimentell tråling ved Bjørnøya

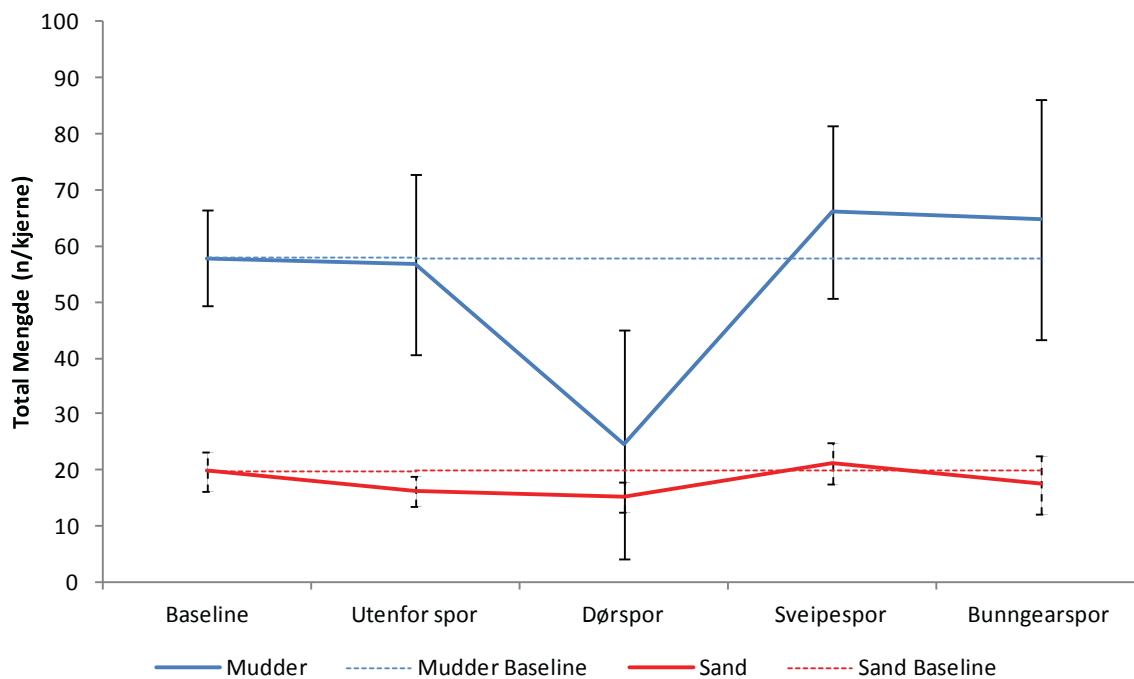
I norske farvann er det utført få kontrollerte forsøk på hvordan fiske med bunntrål direkte påvirker bunnhabitater og organismer. En undersøkelse ble utført på 85-100 m dyp i vernesonen rundt Bjørnøya (Kutti et al. 2005). Bunntypen på forsøkslokaliteten var dominert av skjellrester og finkornet sediment (silt, sand, grus). Vernesonen rundt Bjørnøya har vært stengt for tråling siden 1978, og er derfor godt egnet for kontrollert eksperiment med trål der en ønsker å sammenligne med et upåvirket kontrollområde. I denne undersøkelsen ble tråling utført i to områder henholdsvis intensivt (700 % dekningsgrad: ti trålhal (140 m dørspredning) innenfor et 200 m bredt område som i snitt ble overtrålt 7 ganger) og moderat (230 % dekningsgrad: ti trålhal innenfor et 600 m bredt område) tråling. Sidesøkende sonar og videoobservasjoner ble brukt til å undersøke fysiske effekter av tråling innenfor et avgrenset område. Observasjonene viste tydelig spor etter tråldørene som lagde 10 cm dype og 20 cm breie furer med 10 cm høye kanter (Humborstad et al. 2004). Bunngearet (rockhopper) ga

mindre spor i form av svakere furer. Observasjoner gjort fem måneder seinere viste at de fysiske sporene da var forsvunnet. Det akustiske bunnklassifiseringssystemet RoxAnn ble brukt for å undersøke fysiske forandringer i bunnsedimentene. Disse observasjonene viste at den intensive trålingen forårsaket redusert sedimenthardhet og en svak økning i ujevnheter på overflaten, mens det ikke ble påvist forandringer i området som var påvirket av moderat tråling.

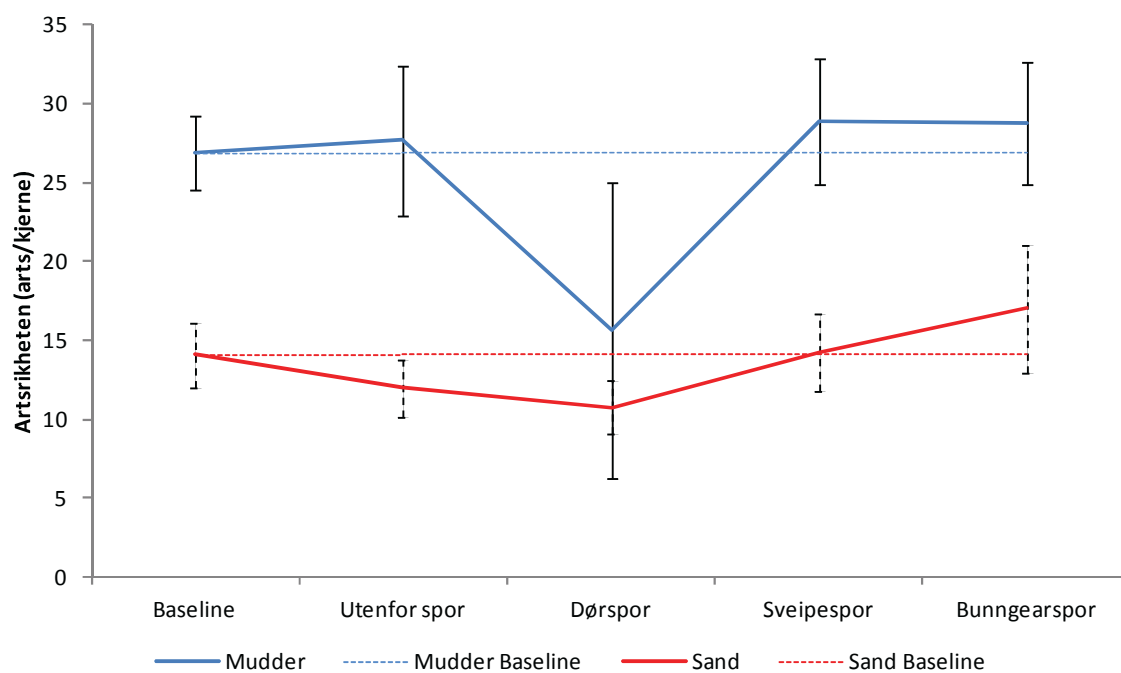
Biologiske effekter i området som var utsatt for intensiv tråling ble undersøkt ved å ta prøver av bunnlevende organismer før og umiddelbart etter trålingen. Prøver av epifauna ble tatt med slede, og sammensetning av bunndyr i disse prøvene ble sammenlignet med tilsvarende prøver tatt i et upåvirket kontrollområde. Effekter av trålingen viste seg først og fremst ved resuspensjon av overflatesedimenter og forflytning av nedgravde skjell (bivalver) til overflaten av bunnen. Det ble ikke påvist forandring i antall arter eller diversitet basert på antall, mens diversitet basert på biomasse økte som følge av trålingen. Det ble nesten ikke påvist dødelighet eller skader blant artene som var representert i prøvene. Undersøkelsen konkluderte med at trålingen ikke forårsaket store forandringer i bunndyrsamfunnet i denne habitattypen.

6.3 Resultater fra eksperimentell tråling i Skottland, prosjektet DEGREE

DEGREE-arbeidet i Skottland benyttet dykkere for å undersøke øyeblikkelige fysiske (beskrevet i kapittel 5.1) og biologiske effekter av tråling på bunnhabitater (DEGREE 2010). For å vurdere biologiske effekter tok dykkerne baselineprøver fra et område på havbunnen før tråling og en serie prøver fra samme område etter at trålen hadde passert. Det ble lagt vekt på å ta prøvene etter tråling i avtrykkene etter de ulike trålkomponentene (som beskrevet i kapittel 5) samtidig som det ble tatt "baseline" prøver utenfor det identifiserte trålsporet. Både total mengde (antall individer per kjerneprøve) og artsrikdom (antall arter per kjerneprøve) var signifikant redusert i tråldørsporet sammenliknet med "baseline"prøvene, men ikke i sveipe- eller grunngearsporet (figur 6.1 og 6.2). Dette gjaldt både sand- og mudderbunn. I mudder var artene som utgjorde den største mengdeforskjellen: slangestjernene *Amphiura filiformis* og juvenile *Ophiuroidea spp.*, pigghuden *Pholoe baltica*, amfipoden *Ampelisca tenuicornis* og bløtdyret *Mysella bidentata*. I mudder var artene som utgjorde den største mengdeforskjellen: amfipodene *Bathyporeia spp.*, *Perioculodes longimanus* og *Megaluropus agilis*, en *Nemertea spp.*, pigghudene *Spiophanes bombyx*, *Magelona filiformis*, *Aricidea minuta* og *Peresiella clymenoides*, bløtdyret *Cochlodesma praetenu*, en juvenil *Nephtys spp.* og *Phoronis spp.* På grunnlag av observasjoner av de ulike trålkomponentenes fysiske påvirkning (se kapittel 5.1) og kjent utbredelse av vanlige arter i bunn- og sandsubstrater, beregnet studien også sannsynligheten for dødelig utfall for hver av artene i forhold til de ulike komponentene (for mer detaljer se DEGREE 2010).



Figur 6.1. Total mengde bunndyr (antall individer per kjerneprøve) i baseline, utenfor trålsportet og i de ulike komponentene av trålsportet.

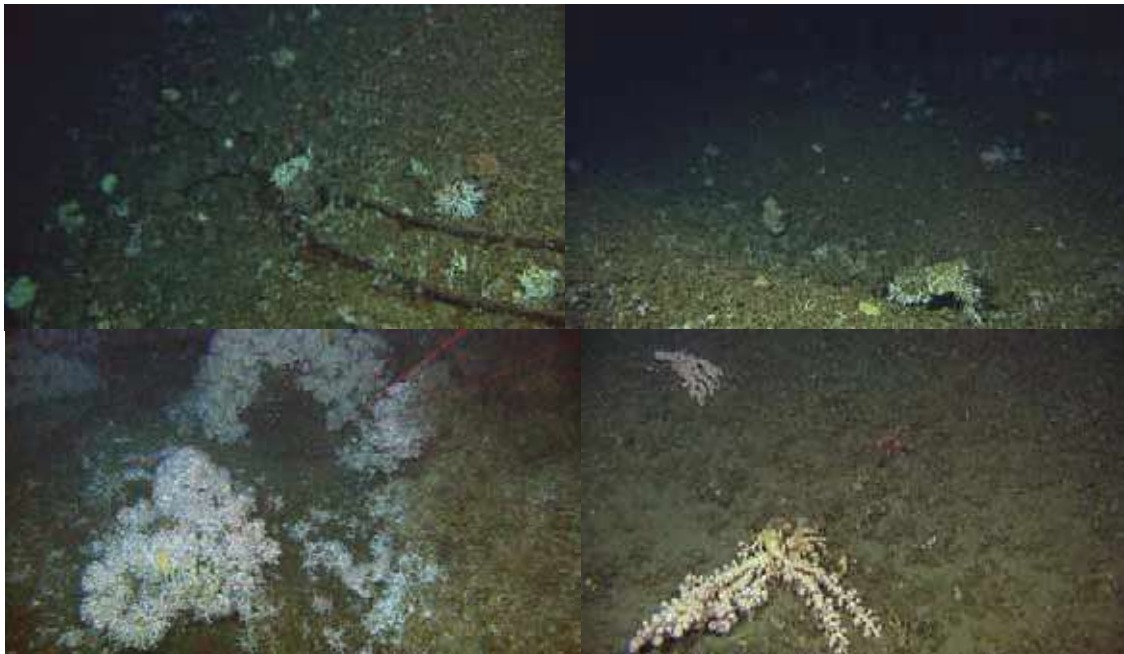


Figur 6.2. Artsrikhet (antall arter per kjerneprøve) i baseline, utenfor trålsportet og i de ulike komponentene av trålsportet.

6.4 Langsiktige effekter på store bunndyr, resultater fra MAREANO

Resultatene fra MAREANO er egnet til å foreta analyser av effekter på bunnhabitater av bunntåling. Deler av dette materialet som består av mer enn 1000 (700 meter lange) video-transekter som dokumenterer store og langlivde bunndyr og bunntåler fra ca. 250 stasjoner blir nå systematisert og tilrettelagt for vitenskapelige publikasjoner. Dette vil være et viktig grunnlag for framtidig forvaltning av norske havområder. Årlig dokumenterer MAREANO sårbare naturtyper som svamptilfunn og korallrev. I enkelte områder er de kraftig påvirket av tråling, og det er ikke uvanlig å finne etterlatte fiskeredskaper på korallrev (figur 6.3).

I de mest trålte områdene som Tromsøflaket ligger de store svampene *Geodia* og *Steletta* ofte samlet i trålspor og er dekket med sediment (figur 6.4). Det finnes ikke detaljobservasjoner av hvordan bunntål etterlater seg svamper på bunnen, men den unaturlige fordelingen av svamper på Tromsøflaket tyder på at de blir slept med trålen et stykke for så å bli lagt igjen i striper bak tråldørene eller forlates i hauger når trålen hopper.



Figur 6.3. Eksempler på fiskeripåvirkning på revet Korallen, nordvest for Sørøya.

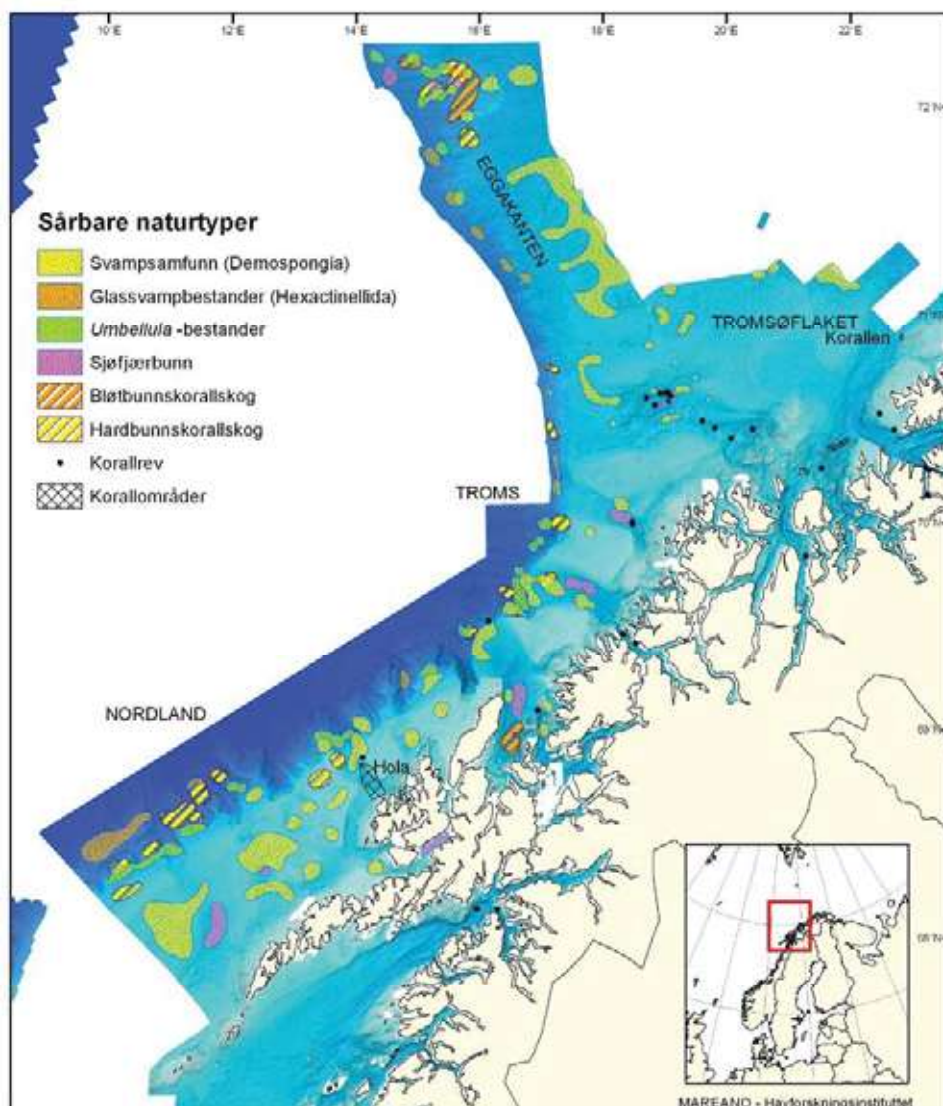


Figur 6.4. Svampene *Geodia* og *Steletta* ligger ofte samlet i trålspor eller i lange rekker og hauger.

Utbredelse av følsomme habitater (svamp, rev, korallskog) har til nylig vært lite kjent i norske farvann, men kartleggingen med video har gitt ny og viktig kunnskap om disse bunnsamfunnene (Buhl-Mortensen et al. 2010b). Figuren under viser fordelingen av disse sårbare habitatene basert på informasjon fra MAREANO (figur 6.5).

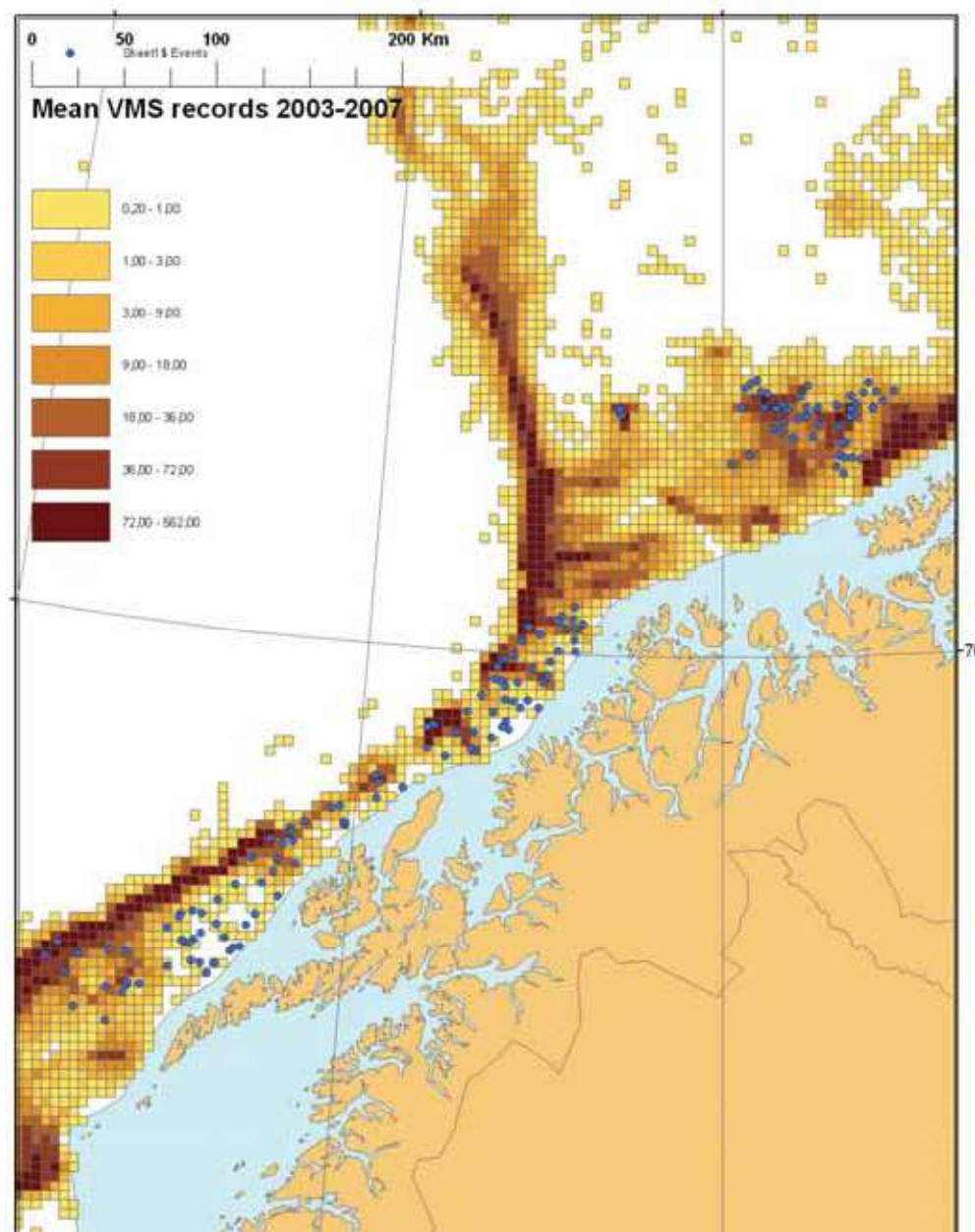
Gjennom å sammenholde forekomst av følsomme habitater (figur 6.5) med fordeling av tråleaktivitet (figur 6.6) er det mulig å identifisere potensielle konfliktområder. Videre vil ny kunnskap om forekomst av store bunndyr kunne benyttes til studier av kroniske effekter av tråling ved å sammenlikne denne med tråleaktiviteten i tidligere år.

MAREANO resultater for fordelingen av bunnsamfunn og naturtyper har bidratt til utviklingen av en modell for verdisetting og kartfesting av verdifulle og sårbare naturtyper utviklet av Direktoratet for naturforvaltning (<http://www.havmiljo.no/>). I EU-prosjektet "Monitoring and Evaluation of Spatially Managed Areas" har data fra MAREANO blitt sammenholdt med informasjon om menneskelige aktiviteter (fiskeri, petroleumsaktiviteter og skipsfart) for å utvikle verktøy for identifisering av konfliktområder og påvirkningsgrad.



Figur 6.5. Fordeling av sårbare naturtyper dokumentert av MAREANO.

MAREANO har satt i gang en analyse av effekter av bunntåling og har for dette benyttet satellittsporingsdata (VMS-data) levert av Fiskeridirektoratet som en kvantitativ indeks på tråleaktivitet (figur 6.6). Foreløpige resultater indikerer at individtetthet og antall taksa for stor bunnfåuna er lavere i områder med høy tråleaktivitet. Disse preliminare resultater peker også på at det spesielt er forekomsten av fastsittende svamper som *Phakellia/Axinella*, *Hymedesmia* og *Craniella* som er lav i disse områdene (figur 6.7 viser eksempel på noen av svampene). Noen få arter som er åtseletere ser derimot ut å være vanligere i områder med stor tråleaktivitet. I de studerte områdene forekommer ikke korallrev. Det må tas forbehold for at dette er foreløpige resultater og at en direkte årsakssammenheng mellom lave forekomster av disse taksa og tråling ikke er dokumentert.



Figur 6.6. Gjennomsnittlig årlig tråleaktivitet basert på 5 år (2003-2007) satellittregistrering av fartøy (VMS-data). Fargekodene representerer aktivitetskategoriene: 0-0,1, 0,2-1, 1-3, 3-9 9-18, 18-36, 36-72 og > 72 registreringer årlig av trålende fartøy innen 5x5 km ruter. Blå punkter viser MAREANO-observasjoner med video benyttet i analyse av tråleeffekter.



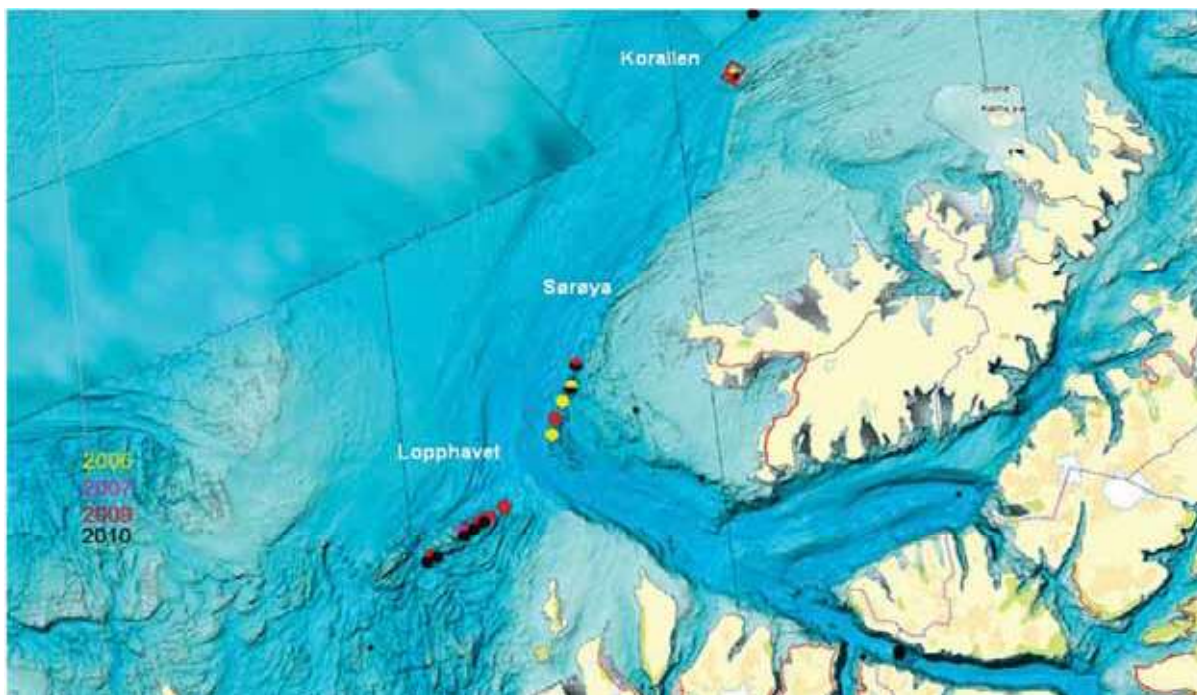
Figur 6.7. Bilder fra video av noen svamper med relativt lave forekomst i områder med stor tråleaktivitet.

6.5 Effekter av bunntåling på korallrev

Det er godt dokumentert at bunntåling er svært skadelig for kaldtvannskorallrev (Mortensen 1998, Fosså et al. 2002), og MAREANO dokumenterer regelmessig nye korallrev, hvorav mange har tydelig tegn på skade påført av bunntåling. Det er tydelig at korallrevene lengst ut i havet har vært mer utsatt for bunntåling enn de kystnære. Rev i fjorder og nær kysten er mindre påvirket enn de lenger til havs. På revet i Stjernesund ble det ikke observert tegn på fiskeripåvirkning, og på et rev som MAREANO kartla i Andfjorden i 2008 (http://www.mareano.no/nyheter/nyheter_2008/andfjordens_perle), ble det kun observert skader innenfor et begrenset område. Her ble det påvist at det var fiske med seigarn som sto for skaden. Slike garn setter seg lett fast i korallene, og ved forsøk på innhaling av garn som har satt seg fast, kan nettet fylles med koraller og skrape gjennom koloniene. Revet i Andfjorden hadde spor etter en slik hendelse som kunne minne om det deler av en trål kan forårsake.

6.6 Overvåking av skadde korallrev, resultater fra Hermione-prosjektet)

Som en del av EU-prosjektet Hermione (Hotspot Ecosystem Research and Man's Impact on European Seas) har Havforskningsinstituttet undersøkt faunasammensetning og kolonistørrelser på *Lophelia*-rev som i ulik grad har vært påvirket av bunntåling over en fireårsperiode. Materialet som da ble brukt besto av 66 videotransekter fra 15 rev i Troms og Finnmark. Disse ble videofilmet med Campod i 2006, 2007, 2009 og 2010. De 15 korallrevene som ble undersøkt lå innenfor fem områder: LoppHAVet, vest av Sørøya, Korallen, Stjernesund, og et lite rev nord for Korallen (figur 6.8).



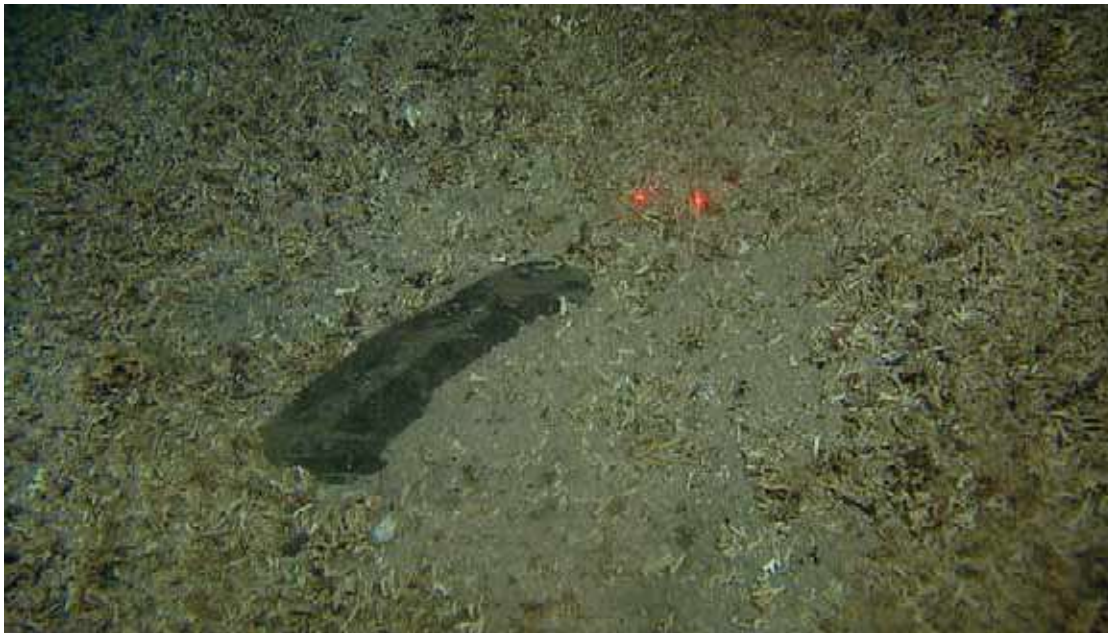
Figur 6.8. De tre hovedområdene som ble undersøkt i Havforskningsinstituttets bidrag til Hermione. Lokaliteten i Stjernesund er markert med sort punkt til høyre i nedre del av kartet.

Det største revet i dette studiet ligger i det lille revområdet kalt “Korallen” og er ca. 1,2 km langt og rundt 30 m høyt. Revet kan sies og være i ”god stand med store områder nesten fullstendig dekket med levende *Lophelia pertusa*. Det høyeste biomangfoldet forekommer i sonen som karakteriseres av døde korallblokker.

Effekter av habitatødeleggelse: Det er tydelig at korallrevene lengst ut i havet har vært mer utsatt for bunntåling enn de kystnære. Dette illustreres både med VMS-data og med videoobservasjonene i denne undersøkelsen (figur 6.6 og 6.9). Basert på typen av trålutstyr som ble observert på havbunnen og størrelsen av kolonier som tydelig indikerte gjenvekst, kombinert med voksehastighet for *Lophelia*, er det sannsynlig at de observerte skadene på revområdet Korallen er eldre enn ti år. Korallen ble vernet mot bunntåling i 2009, men allerede i 1999 ble det innført et generelt forbud mot å tråle på kjente korallrev i Norge. På et tokt i 2010 ble det funnet et fullstendig dødt korallrev nord for Korallen. Bunnen besto av små knuste korallbiter (figur 6.9) og det var mye trålwire i området. Her var det ingen tegn til gjenvekst.

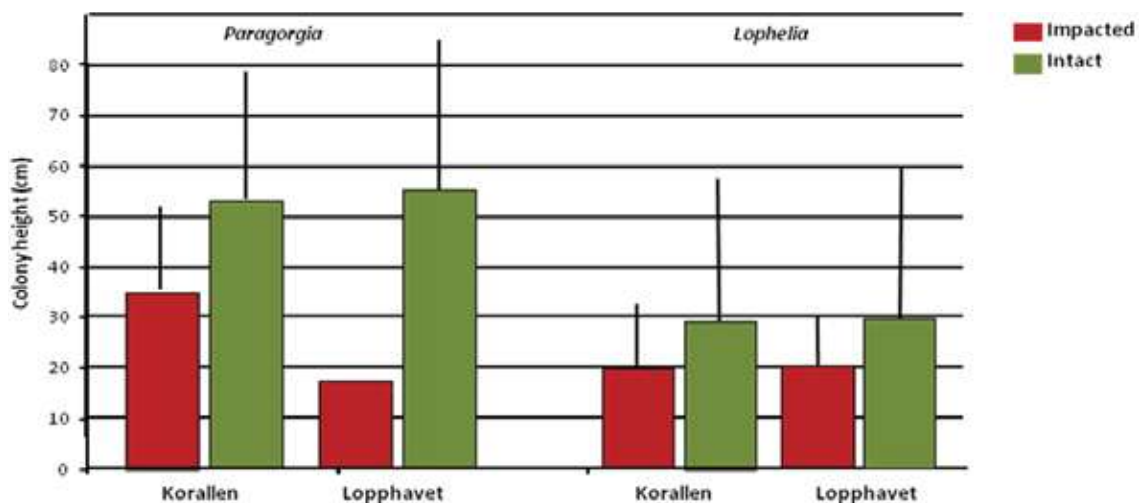
Skadeomfang: Rev i fjorder og nær kysten er mindre påvirket enn de lenger til havs. På revet i Stjernesund ble det ikke observert tegn på fiskeripåvirkning. På LoppHAVET og vest for Sørøya var henholdsvis 0,6 og 1,6 % av revenes areal påvirket. På Korallen var andelen skadd korallbunn høyere med 5,9 % av arealet ødelagt. Omfanget varierte lokalt innenfor revene med mellom 0 og 76 % ødelagt korallbunn. Den tydeligste effekten av påvirkning fra fiske-redskaper var knusing og flytting av korallkolonier. Flere steder ble det ikke observert store korallfragmenter, men kun et jevnt dekke av små (<10 cm) levende fragmenter. Brekte eller velte kolonier av sjøtre (*Paragorgia arborea*) ble også observert. Slike områder ble tolket som nylig trålpåvirkete siden de små knuste korallbitene var levende. Andre steder var

påvirkningen mindre omfattende og det ble observert intakte kolonier mellom mindre ødelagte områder med tydelige trålspor. Korallkoloniene i de påvirkede korallområdene (både *Lophelia* og *Paragorgia*) var rundt halvparten så høye som de i intakte områder (figur 6.10).



Figur 6.9. Fullstendig nedtrålt korallrev nord for Korallen.

Effekter på artsmangfold: Sammenlikning av artsrikhet mellom intakte og påvirkede korall-lokaliteter viste en klar forskjell for habitatene som domineres av døde korallblokker og korallgrus, mens forskjellene var mindre tydelige for levende korallhabitater. Her lå artsantallet på mellom 7 og 8 for begge kategorier, mens for døde korallblokker var artsantallet dobbelt så høyt (10,6 per bilde) på de intakte lokalitetene som de påvirkede (5,0 arter per bilde). Dette kan muligens skyldes at sterkt trålpåvirket levende korallhabitat ikke forekommer. Sterk påvirkning vil endre dette habitatet til korallgrus, og de påvirkede levende korallhabitatene har kun blitt eksponert for lettere påvirkning.



Figur 6.10. Høyde på korallkolonier fra påvirkede og intakte koralllokaliteter på Korallen og LoppHAVet. De vertikale linjene indikerer standardavvik.

Effekter på mengdefordeling av organismer: Generelt var antallet individer per areal høyere på påvirket korallbunn enn intakt bunn. Den høye tettheten av organismer ble i de fleste tilfeller utgjort av anemonen *Protanthea simplex* og uidentifiserte slangestjerner. For de fleste arter forårsaker fysisk påvirkning en reduksjon i tettet, men et fåtalls opportunistiske arter kan benytte seg av nye frigjorte arealer, eller finner føde blant skadde eller eksponerte organismer.

Gjennomsnittstettheten av fisk var høyere i de intakte korallhabitatene enn de skadde (tabell 6.1). Totalt ble det registrert ni fiskearter i de analyserte bildene. Fire av disse ble ikke observert i det hele tatt i påvirkede korallhabitater. Den største forskjellen ble observert for *Sebastes viviparus* som forekom med en tetthet på 15,5 individer i intakte korallhabitater, sammenliknet med bare 2,8 i skadde habitater. Et klart unntak ble observert for sei som forekom med rundt dobbelt så høy tetthet i skadde habitater som i intakte.

Tabell 6.1. Gjennomsnittlig tetthet (individer per 10 m²) av fisk observert i intakte og skadde korallhabitater.

Arter	Skadde	Intakte
Gråsteinbit	0.0	0.3
Brosme	1.1	3.4
Hornkvabbe	0.0	0.3
Torsk	0.0	0.3
Lange	1.7	0.3
Sei	14.2	7.1
Vanlig uer	0.6	0.3
Uer	7.4	11.5
Lusuer	2.8	15.5
Nordlig knurrulke	0.0	0.3
Antall arter	6	10
Gjennomsnittlig tetthet	27.8	39.5

Gjenvekst i skadde korallhabitater: Det er flere indikasjoner på at skadene på Korallen er gjort før 1999. De fleste av de brekte *Paragorgia*-koloniene var døde, og et “teppe” av *Lophelia* med nesten jevn størrelse ble observert på flere lokaliteter hvor trålspor fremdeles var synlige. Figur 6.9 viser et eksempel på korallbunn med mulig gjenvekst. Også typisk for slike lokaliteter var forekomster av korte *Paragorgia*-kolonier.



Figur 6.11. Eksempel på korallbunn med mulig gjenvekst av *Lophelia pertusa*.

7 Hvordan påvirker matfiskanlegg bunnhabitater

Utslippene fra matfiskanlegg består av både oppløste og partikulære stoffer. Av de oppløste stoffene har nærings saltene nitrogen og fosfor fått mest oppmerksomhet. De gir økt algevekst og kan føre til overgjødning, mens organiske partikler belaster bunnen og kan medføre dårlige miljøforhold. I tillegg kan legemidler og andre fremmedstoffer komme inn i det marine næringsnettet via fôret.

7.1 Utslipp fra matfiskanlegg og spredning i miljøet

Fiskeri- og kystdepartementet og Miljøverndepartementet satt i januar 2011 ned en ekspertgruppe for å vurdere eutrofisituasjonen på norskekysten med særlig fokus på Boknafjorden og Hardangerfjorden (Anon 2011). Gruppen beregnet utslippene av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett med tre metoder, med en modell utviklet av Yngvar Olsen, NTNU, Ancyclus-modellen utviklet av Anders Stigebrandt, Göteborg universitet og med TEOTIL-modellen utviklet av NIVA (tabell 7.1).

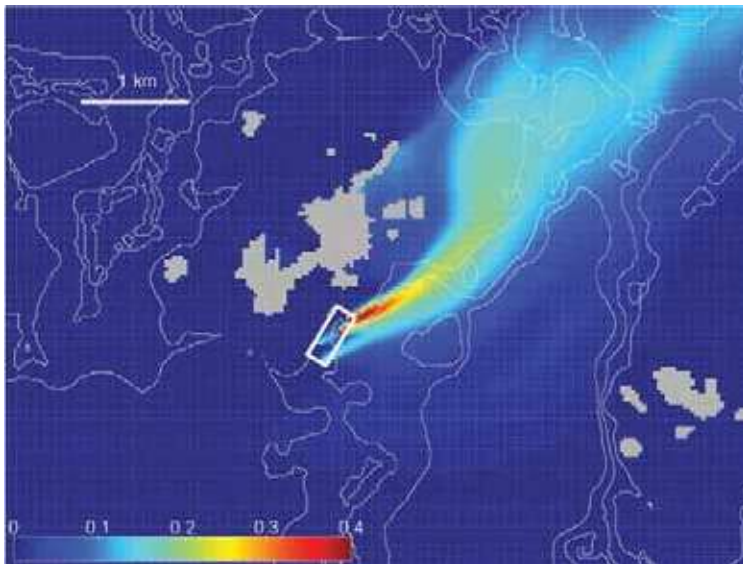
Tabell 7.1. Sammenligning av tre metoder (Ancyclus, Teotil og Olsen modellen) for å beregne tilførsler av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett i Hardangerfjorden (inkludert Stokksundet og Langenuen). Alle tall er oppgitt i tonn (Modifisert fra Anon 2011).

Modell	Produsert fisk	Løst nitrogen	Partikulært nitrogen	Sum nitrogen	Løst fosfor	Partikulært fosfor	Sum fosfor
Hardangerfjorden							
Ancyclus	74764	770	1756	2526	127	280	407
TEOTIL ¹	74764			2868			532
“Olsen”	74764	2484	923	3407	270	420	690

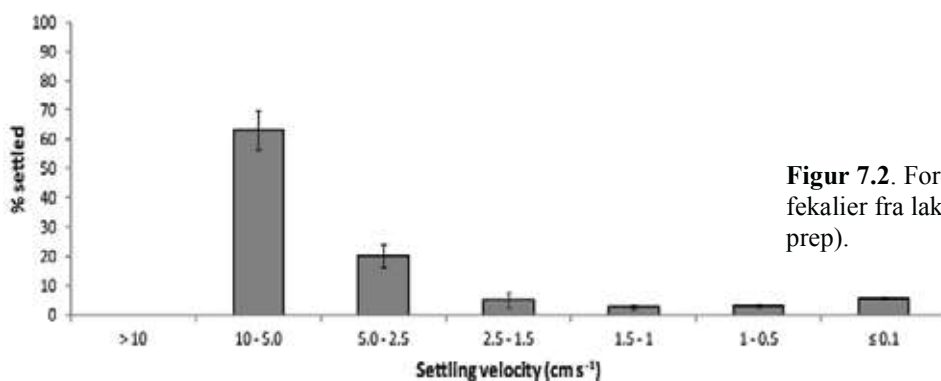
¹ Her foreligger kun et tall for produsert fiskemengde og det må da antas en forfaktor. Det er brukt 1,15 som anses som representativt. Ifølge KLIFs innsamling av innholdsdata på norsk fiskefôr er det her benyttet 5,91 % N og 1,01 % P i fôret.

De totale utslippene fra lakseproduksjonen blir noe ulike ved bruk av de tre metodene. Forskjellene skyldes ulikheter i forutsetninger og inngangsdata. TEOTIL baserer seg på en massebalanse mellom nitrogen og fosfor i tilført fôr sett i forhold til innhold i produsert fisk (slaktet eller selvdød fisk). Denne modellen beregner ikke fraksjonen av løste forbindelser. Mengden løste forbindelser viser store forskjeller beregnet med ”Olsen-metoden” og Ancyclus-modellen, dette skyldes i første rekke ulike metoder for beregning av assimilasjon av fôr og beregningen av fôrspill. Bergheim & Braaten (2007) angir Ancyclus-modellen som den mest realistiske modellen for beregning av utslipp fra matfiskanlegg. Basert på en lakseproduksjon på 1 060 000 tonn i 2011 (Fiskeridirektoratet), vil de totale utslippene av nitrogen og fosfor fra oppdrett av laks i Norge være henholdsvis 34 000 og 9750 tonn i året beregnet med Ancyclus-modellen og noe høyere med de andre modellene. Det betyr at oppdrettsnæringen står for de største antropogene utslippene av nærings salter og organisk stoff til norskekysten. Til sammenligning beregnet Aure og Skjoldal (2003) den totale årlige transporten av nitrogen i de øverste 50 m av vannsøylen på strekningen Lista til Stad å være av størrelsesorden 2 000 000 tonn og på strekningen Stad–Leka om lag 2 500 000 tonn. I det store bildet er de relative bidragene fra oppdrett derfor relativt små.

Utslipp fra matfiskanlegg består av både oppløste stoffer og partikler. De løste forbindelsene som slippes ut fra anlegget vil spre seg i strømretningen i den grunne sonen rundt anleggene og fortynnes relativt raskt i vannmassene (figur 7.1, Sanderson m.fl. 2008, HI upubliserte data). Hvordan det blir spredt av partikulært materiale fra oppdrettsanlegg bestemmes av dyp, vannstrøm og partiklenes synkehastighet. Nye studier viser at hovedtyngden av faecespartikler vil ha en relativt høy synkehastighet slik at over 60 % synker raskere enn 5 cm/s, mens i underkant av 10 % synker langsommere enn 1 cm/s (figur 7.2). Lokalteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil dermed få deponert det meste av det organiske materialet under og i nærheten av anlegget, mens lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) vil ha lite organisk materiale under anlegget, mens partiklene her spres over et større område (Bannister et al. in prep). Norskekysten og fjordene har sterkt varierende dyp og strømhastigheter, derfor vil det i første rekke være dyp og strøm som bestemmer partikkelspredning og sedimentasjonsrater.

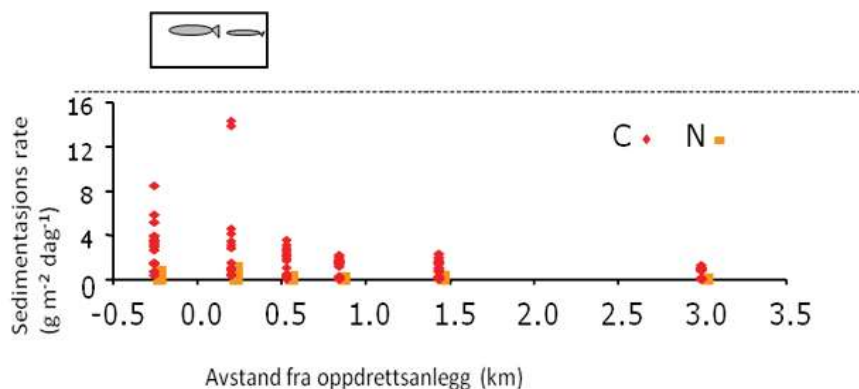


Figur 7.1. Modellert spredning av ammonium (nitrogen) fra matfiskanlegg (Ole Jacob Broch, SINTEF). Verdiene er oppgitt i μM .



Figur 7.2. Fordeling av synkehastighet fekalier fra laks (Fra Bannister m.fl., in prep).

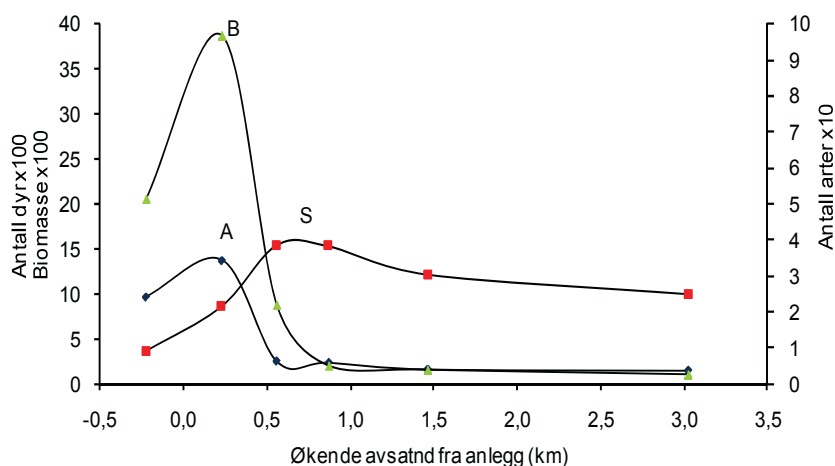
Variasjon i partikkelspredning gjør at det danner seg ulike sedimentasjons- og influensområder eller påvirkningssoner omkring anleggene (figur 7.3). Påvirkningen vil være størst under og i umiddelbar nærhet av anlegget, og den avtar med økende avstand fra merdene. Avfall fra anlegget vil i noen tilfeller kunne spores flere km nedstrøms fra anlegget, men mesteparten av partiklene vil vanligvis bunnfelle mindre enn 500 m fra merdene.



Figur 7.3. Sedimentasjonsrater av karbon (C) og nitrogen (N) gjennom en produksjonssyklus i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg (Kutti et al. 2007a).

7.2 Effekter på bunnsamfunn

Effekter på dyresamfunn på bløtbunn nær oppdrettsanlegg er godt dokumentert. I Norge undersøkte Kutti et al. (2007b) gradienter av bunnpåvirkningen omkring et oppdrettsanlegg over en produksjonssyklus. Undersøkelsene viste at det var en artsfattig sone nær anlegget med masseforekomst av noen få opportunistiske arter, mens bunndyrsamfunnet lenger vekk fra anlegget hadde et høyere antall arter enn på referansestasjonen (figur 7.4). På referansestasjonen 3 km borte ble dyresamfunnet vurdert til å være upåvirket, selv om avfall fra anlegget kunne spores med følsomme kjemiske metoder. Dette er det vanlige mønsteret for organisk punktbelastning (Pearson og Rosenberg 1978) som er bekreftet ved flere undersøkelser av oppdrettsanlegg. Oksygenforbruket på lokaliteter der en stor del av partiklene bunnfeller nær anlegget er så høyt at det oppstår oksygenmangel og dyrene forsvinner. Slike sedimenter utvikler hydrogensulfid og det kan dannes bobler som transporterer materiale og smittestoffer opp til fisken i merdene. Det er innført obligatorisk overvåking av bunnpåvirkning fra matfiskanlegg etter norsk standard NS 9410 (Anon 2007) eller tilsvarende internasjonal standard.



Figur 7.4. Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg (Kutti et al. 2007b).

Nyere studier (Hansen m.fl. 2011) viser at fastsittende fauna på dype hardbunnslokaliteter (100-200 meter) er svært sensitive for sedimentering av organisk materiale fra anleggene. Fastsittende organismer som svamper og andre dyregrupper var fraværende på lokalitetene i en avstand på minst 75 meter fra anlegget, og bunndyrsamfunnene var totalt dominert av

opportunistiske flerbørstemark. Det arbeides med å definere hvor stort område som kan påvirkes på dyp hardbunn og hvordan dette habitatet skal overvåkes.

Globalt er det en økende interesse for å forstå hvordan utslipp av næringsalter og organisk materiale fra matfiskanlegg påvirker sårbare og verdifulle habitat (koraller, korallskog, svamper, ålegressenger, ”maerl beds” etc.), men det finnes få internasjonale studier av dette. Studier av effekter av utslipp fra akvakultur på korallrev i tropiske og sub-tropiske områder viser en klar negativ effekt på vekst, overlevelse og reproduksjon hos korallararter (Huang et al. 2011, Villanueva m.fl. 2006, Bongiorno m.fl. 2003). I Norge finnes det i tillegg liten kunnskap om forekomst og utbredelse av denne type habitater i områder med fiskeoppdrett (fjord- og kystområder) (Buhl-Mortensen og Buhl-Mortensen, 2013) og vi har liten kunnskap om hvordan denne type habitat kan påvirkes av utslipp fra matfiskproduksjon (Tangen og Fossen 2012).

Det finnes imidlertid godt dokumenterte negative effekter av økt sedimentering fra ulike andre kilder på bentiske habitat. En rekke studier fra tempererte og tropiske havområder viser endringer i struktur, biodiversitet og rekruttering hos sårbar fastsittende fauna (Fabricius 2005, Bannister et al. 2010). Organisk avfall fra oppdrettsanlegg antas å ha en større effekt enn mineralpartikler fordi organisk avfall forbruker oksygen når det brytes ned (Weber et al. 2012; 2006). Utslipp av organisk avfall fra matfiskanlegg kan følgelig føre til at sårbare habitat som korallrev, hornkorallhabitat på bløt og hardbunn, svampsamfunn, krepsebunn, rekefelt osv. blir nedslammet, og/eller blir utsatt for oksygenmangel.

7.3 Effekter på grunne bunnhabitat

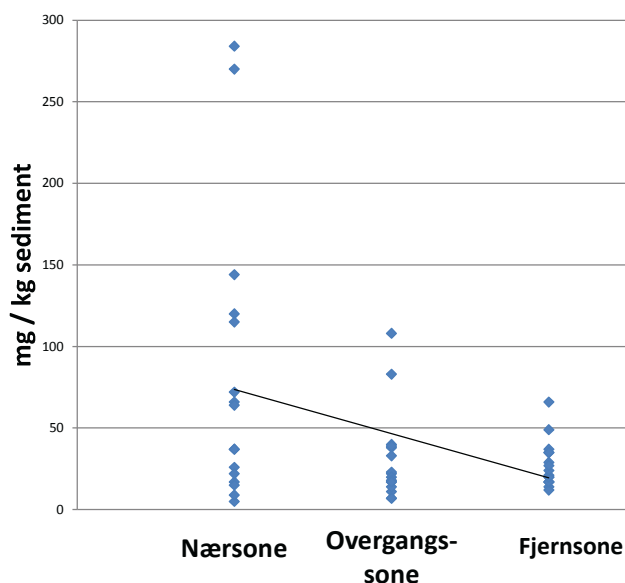
Habitat i de grunne områdene rundt oppdrettsanleggene kan påvirkes både av løste næringsalter og av finpartikulært materiale som kan sedimentere på bunn. Dette gjelder både i strandsonen og hvis anlegget er plassert i grunne skjellsandområder eller tarebanker slik moderne kystanlegg gjerne ligger i dag. Målinger rundt anleggene viser at næringsalt og partikler fortynnes raskt når man fjerner seg fra anlegget og er og vil vanligvis ikke være sporbare utover en 500 meters distanse (Sanderson m.fl. 2008, HI upubliserte data). Effekten av utslipp i grunne habitat vil i høy grad bestemmes av faktorer som strømhastighet og bølgepåvirkning. Studier av lokal påvirkning på hardbunn i strandsonen viser at utslippene har liten effekt i dynamiske miljø, men at de kan ha en effekt i mer innelukkede områder, særlig når anlegget ligger nær land (Hansen et al. 2011). I slike områder finner en gjerne ålegressenger, som er et viktig oppvekstområde for fisk (spesielt kysttorsk). Negative effekter av små organiske partikler på ålegrasenger er godt dokumentert fra Middelhavet, der man har funnet nedsatte vekstrater og redusert forekomst av ålegress i nærsonen til anlegg (inntil 400 m) (Diaz-Almela et al. 2008, Duarte et al. 2008). Erfaringene fra Middelhavet er ikke nødvendigvis overførbare til våre egne forhold, der anleggene normalt er plassert over større dyp enn der det finnes ålegress, men det er ønskelig med mer kunnskap om påvirkning av dette viktige habitatet som ofte fungerer som gyteområde for bl.a. torsk.

Det er også blitt vist at utslipp fra fiskeoppdrett har negative effekter på ”maerlbed” i Spania (Aquado-Giménez og Ruiz-Fernández 2012, Sanz-Lazaro m.fl. 2011) og i Skottland (Hall-

Spencer 2006). Disse habitatene består av løsliggende kalkalger som gjerne finnes i strømrike sund og som man kan finne store forekomster av særlig fra Nordland og nordover. ”Maerlbed” er kjent for å ha høy diversitet og er vernet i mange deler av verden. Når det gjelder effekter på andre viktige arter som man finner i de grunne områdene slik som kamskjell, haneskjell og hummer, finnes det til oss bekjent vår kjennskap ingen studier som kan si noe om potensielle effekter. Det har blitt rapportert inn kamskjell med dårlig kondisjon fra oppdrettsområder i Sunnhordland, og det er grunn til å se nærmere på hvordan viktige ressurser i grunne områder kan påvirkes.

Kartlegging av gytefelt for torsk langs norskekysten har tidligere vært utført i form av intervju med fiskere, men etter hvert blir flere data fra naturtypekartleggingen tilgjengelige i databasene (Fiskeridirektoratet, DN naturbase). Dette gjør at mer informasjon er tilgjengelig for forvaltningen når man skal planlegge utvidelse eller nyetablering av anlegg. Det finnes imidlertid lite data som viser at gytefelt for torsk eller andre kommersielle arter påvirkes av tilstedeværelsen av matfiskanlegg. Tidligere studier har blitt gjennomført for å undersøke om matfiskanlegg påvirker adferden til gytemoden torsk når den kommer inn i fjorden. I laboratorium unngikk torsken ”oppdrettsvann” (Sæther m.fl. 2006), men en slik effekt kunne ikke påvises i naturen (Bjørn m.fl. 2007, Svåsand m.fl. 2004).

Indirekte effekter på sårbare eller verdifulle bunnhabitat kan også forekomme i form av rester av fremmedstoffer i faeces eller fôrspill. Vi har foreløpig lite kunnskap om hvordan lave konsentrasjoner av slike stoffer kan påvirke bunnfauna på lang sikt. Utslipp av medisiner som tilsettes fôret, slik som f.eks. lusemidler, kan lagres i bunnsedimentet. Dette kan ha en potensiell effekt på dyr som bygger skall av kitin som for eksempel reker, kreps og hummer (HI, upubliserte data). Kobberimpregnering og andre fremmedstoffer kan akkumuleres i sedimentene omkring anleggene (figur 7.5). Kobber kan påvirke reproduksjonen av en rekke arter, både fauna (Bielmyer m.fl. 2010, Reichelt-Bruschett og Harrison 2000, Johnston og Keough 2000) og flora (Andersson og Kautsky 1996, Chung og Brinkhaus 1986).



Figur 7.5. Kobberkonsentrasjon omkring matfiskanlegg målt ved C-undersøkelse fra NS 9410. Statens forurensningstilsyn (nå Klif) anga sedimenter med konsentrasjoner under 35 mg/kg som lite påvirket, mens verdier mellom 35–150 ble vurdert som moderat. Konsentrasjoner mellom 150–700 mg/kg viste kraftig påvirkning (Kilde: Fylkesmannen i Hordaland).

8 Anbefalte tiltak

Det er vist at menneskelig aktivitet, og særlig tråling med bunntål, har en direkte effekt på bunn og bunnfauna for enkelte habitattyper. Dette er dokumentert i publiserte arbeider referert til i forvaltningsdokumenter. I ”Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten” (Meld. St. 10 (2010-2011)) er det konstatert (pkt 6.4.1) at det er observert skader fra tråling på korallrev, svamp og sjøfjær og at forvaltningsmålet om at skade på marine naturtyper som anses som truede eller sårbare skal unngås, ikke er oppnådd.

Tiltak for å begrense skader og uheldige effekter på økosystemet som følge av fiske bør nøye overveies av forvaltningsmyndighetene. Havforskningsinstituttet vil kunne bidra i arbeidet med å vurdere oppfølging og nye tiltak for vern av korallrev og andre bunnhabitater som følge av ny kunnskap. Nedenfor skisserer utvalget ni aktuelle tiltak som bør følges opp. Utvalget vil imidlertid påpeke at dette forvaltningsområdet er under stadig endring, både på nasjonalt og internasjonalt nivå. De foreslåtte tiltakene må ses på som et ledd i denne prosessen, og revisjoner og nye tiltak vil måtte komme til senere.

Tiltak 1: Innføring av trålteknikker med redusert bunnpåvirkning

Dagens bunntålfiske og enkelte andre fiskemetoder påvirker bunn på måter som kan være ugunstige. Utvalget vil skissere følgende tiltak som kan bidra til at slik påvirkning reduseres:

- Regel- og forskriftsendringer som stimulerer til en gradvis omlegging til redskapstyper og fangstmetoder med mindre bunnpåvirkning
- Forbedring av eksisterende fangstteknologi og -teknikker med hensyn til redusert bunnpåvirkning.

Tiltak 2: Rapportering av observasjoner fra fiskeflåten i et format som muliggjør viderebehandling

Både den nye norske bunntålforskriften og en NEAFC-regulering sier at ved sammenstøt med koraller og svamp skal fiskefartøy stoppe fisket, flytte 2 nautiske mil bort fra området og rapportere type og mengde av korall/svamp. Utvalget mener at observasjoner fra fiskeflåten om bunnorganismer i fangstene vil være et viktig datagrunnlag for forvaltningen av bunnhabitater. Videre er det viktig at disse dataene foreligger i et format som muliggjør viderebehandling.

Utvalget mener at rapporteringen må skje innenfor systemet for elektronisk rapportering, det må settes inn ressurser for å få dette operativt, og dataene må foreligge i et format som muliggjør viderebehandling (jf. brev fra FKD 26.03.12 og svar fra FDir/HI 11.06.12, se vedlegg 2 og 3).

Tiltak 3: Utarbeidelse av en håndbok for klassifisering av svamp og korall

Det bør utarbeides en håndbok (med illustrasjoner/bilder) av relevante bunndyr/bunndyrgrupper slik at fiskeflåten lettere kan klassifisere disse til bruk i elektronisk rapportering. Havforskningsinstituttet er i gang med å utarbeide identifiseringsguider (kodeliste og bestem-

melsesark) for svamp og korall. Dette arbeidet er et samarbeid med Fiskeridirektoratet, og sluttproduktet er ment brukt om bord i fiskebåter over 15 m (12 m i Skagerrak). Dette tiltaket vil kunne øke kvaliteten i framtidige observasjoner fra fiskeflåten. Det taksonomiske nivået må tilpasses en realistisk innrapportering. Identifiseringsguidene tilgjengeliggjøres gjennom fangst dagboken på Fiskeridirektoratets hjemmeside.

Tiltak 4: Kartfesting av korall

I forvaltningsplanene for Barentshavet og Norskehavet er kartfesting av korall listet som et viktig tiltak. Videre er det ifølge havressursloven fra 2009 ikke tillatt å tråle på kjente korallforekomster. Samtidig øker kunnskapen om forekomsten av koraller og andre naturtyper i norske havområder. Havforskningsinstituttet har i samarbeid med Fiskeridirektoratet arbeidet med å få kvalitetssikrede forekomstdata for korallrev på sjøkart. Status for dette arbeidet er at en liste med korallrev for avmerking på sjøkart er oversendt Statens Kartverk, og videre gang i saken avgjøres av FKD. Utvalget anbefaler at kartfestingsarbeidet prioriteres.

Tiltak 5: Oppfølging for å redusere påvirkning fra havbruk på koraller og andre bunnhabitater

Det er behov for å utvikle en standard for overvåking av viktige habitat i områder nær oppdrettsanlegg. Det har tidligere i liten grad vært stilt krav til å kartlegge hvilke typer habitat som finnes i et område før man setter i gang ny oppdrettsvirksomhet.

Utvalget foreslår at kartlegging innføres før man får godkjent nye lokaliteter eller utvidelse av eksisterende anlegg. Utvalget mener det bør utvikles metoder for denne kartleggingen. Her kan en dra nytte av erfaringer fra prosjekt som MAREANO og Naturtypekartleggingen.

Tiltak 6: Utvikling av ”Fiskeritabellen”

I forbindelse med implementering av havressurslovens bestemmelser ble ”Fiskeritabellen” innført som et verktøy for å prioritere og å skaffe seg en oversikt over påvirkningen som de ulike redskapstyper har på økosystemet. Dette er et svært nyttig utgangspunkt for å vurdere oppfølging og prioritering av tiltak i arbeidet med en praktisk tilnærming til en økosystembasert forvaltning. Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet bør også vurdere om tabellen kan forbedres og gjøres mer operativ.

I utgangspunktet vil utvalget foreslå følgende tiltak:

- Inkludere informasjon som fisketid/påvirket areal, utbredelse og fangst/bifangst
- Inkludere usikkerhet (for eksempel med kategorier som ”ingen grunnlagsdata”, ”anekdotisk informasjon”, ”vitenskapelige forsøk”)
- Supplere tabellen med relevante variabler (kolonner)
- Etablere en vektning av den relative betydningen av de ulike variablene slik at det oppnås en rimelig balanse mellom ulike faktorer
- Formalisere oppdateringsprosessen for fiskeritabellen, for eksempel i form av en årlig gjennomgang der representanter fra næring, forskning og forvaltning inngår

Tiltak 7: Vurdere referanseområder for studie av fiskerieffekter

Utvalget mener at referanseområder er et viktig redskap for kartlegging av fiskerieffekter på bunn og bunnhabitater. Utvalget foreslår at følgende tiltak vurderes:

- Bevare noen uberørte naturtyper (hvor det allerede er liten eller ingen bunntåling)
- Sammenlikne områder med og uten bunntåling (innenfor samme bunntyper)
- Studere effekter av å stoppe bunntåling i områder med høy aktivitet
- Studere effekter av økt aktivitet i områder med liten eller ingen aktivitet
- Introdusere fiskefrie områder (MPA, trålfrie soner eller andre reguleringstiltak) for å beskytte særlig utsatte områder

Tiltak 8: Oppmerksomhet på nye isfrie områder i Arktis som kan være aktuelle for ny fiskeriaktivitet

Nye områder som blir tilgjengelige for fiskerier i Arktis når isen trekker seg tilbake er i utgangspunktet upåvirkede av fiskerier. Utvalget mener at det i slike områder vil være nyttig å initiere forskning for å kunne gi råd om bruk av relevant fiskeredskap og eventuelle områderestriksjoner.

Tiltak 9: Opprettelse av en tverrfaglig gruppe

Utvalget foreslår at det etableres en gruppe med tverrfaglig ekspertise som deltar i å vurdere oppfølging og rådgivning vedrørende nye tiltak. Utvalget mener at følgende ekspertise bør delta: bunnhabitater, fiskeriforskning og redskapsteknologi.

Denne gruppen skal vurdere rapporter som sendes fra fiskefartøy ved sammenstøt med sårbare habitater, samt data fra forskningsfartøy, innleide fiskefartøy, MAREANO og referanseflåten. På bakgrunn av vurderingene skal utvalget gi råd om nye tiltak for å redusere skadeeffekter om skyldes fiske på bunnorganismer.

9 Kunnskapsbehov

Innenfor rådgivningsfeltet oppfølging og tiltak for å hindre skader fra fiskeri og havbruk på bunnhabitater, er det behov for kunnskap innenfor flere områder. Som eksempel på kunnskapsbehov innenfor rådgivningen på dette feltet vil utvalget vise til at FKD ønsker at det skilles mellom signifikant ugunstig påvirkning og påvirkning som defineres som ubetydelig i tilfelle fortsatt fiske (brev fra FKD 26.03.12, se vedlegg 2).

Med dagens kunnskapsnivå er det vanskelig å definere ”*signifikant ugunstig påvirkning*”. Følgelig er det også vanskelig å definere påvirkning som er *ubetydelig i forhold til fortsatt fiske*.

For å svare på FKDs ønske om rådgivning er det kunnskapsbehov innen følgende felt:

- graden av direkte skade påført av fiskeriet
- de berørte artenes restitusjonsevne/-hastighet
- de berørte artenes sjeldenhet/unikhet
- berørte arters betydning for opprettholdelse av bærekraftige økosystem
- langsiktige effekter på marine økosystem av fiskeriet

Revdannende steinkoraller har lang restitusjonstid (100-talls år) og de er svært sårbare for bunntråling. Lærkoraller, sjøfjær og svamper har så langt ikke fått like stor oppmerksomhet som korallrev, og kunnskapen om sårbarhet er mindre, både med hensyn til restitusjonsevne og sjeldenhet.

Enkelte av disse artene har sannsynligvis lang restitusjonstid, og på bakgrunn av nyere data (MAREANO med mer) vil en etter hvert kunne gi en bedre beskrivelse av sjeldenhet/unikhet for flere av disse artene. Bedre mål for artenes restitusjonstid kan oppnås gjennom langsiktig overvåking av egnete referanseområder. Akvarieforsøk kan også være gjennomførbart for enkelte arter.

Det er i dag liten kunnskap om sensitivitet og toleranseevne hos verdifulle habitat som korall og svamp for utslipp fra matfiskanlegg. Fra de erfaringer vi har i dag med effekter på bløtbunn og hardbunn, viser det seg at utslipp kan ha en fatal effekt i den umiddelbare nærhet til anlegget. Det er kunnskapsmangel på følgende felter:

- hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegget for å unngå permanent skade på særlig viktige habitat.
- hvordan medisiner og andre fremmedstoffer går inn i næringskjedene og påvirker arter på individ- eller populasjonsnivå.

10 Referanser

- Andersson S, Kautsky L. 1996. Copper effects on reproductive stages of Baltic Sea *Fucus vesiculosus*. *Marine Biology*. 125: 171-176.
- Anon. 2007. Miljøovervåkning av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg. Norsk Standard NS 9410. Standard Norge. 23 sider.
- Anon. 2011. Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport. Fiskeri- og kystdepartementet. 83 sider.
- Aquado-Giménez F, Ruiz-Fernández JM. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maerl algae community. *Marine Environmental Research*. 74: 47-55.
- Aure J, Skjoldal H.R. 2003. OSPAR common procedure for identification of eutrophication status: application of the screening procedure for the Norwegian coast north of 62N. Tech. Rep. SFT Report 1997/2003. Norwegian Pollution Control Authority. 23 pp.
- Bannister RJ, Battershill CN, de Nys R. 2010. Demographic variability and long-term change in a coral reef sponge along a cross-shelf gradient of the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research*. 61: 389-396.
- Bergheim A, Braaten B. 2007. Modell for utslipp fra norske matfiskanlegg til sjø. Rapport IRIS - 2007/180. 35 s.
- Bett BJ, Rice AL. 1992. The influence of hexactinellid sponge (*Pheronema carpenteri*) spicules on the patchy distribution of macrobenthos in the Porcupine Seabight (bathyal NE Atlantic). *Ophelia*. 36: 217-222.
- Bielmyer GK, Grosell M, Bhagooli R, Baker AC, Langdon C, Gillete C, Capo TR. 2010. Differential effects of copper on three species of scleractinian corals and their algal symbionts (*Symbiodinium* spp.) *Aquatic Toxicology*. 97: 125-133.
- Bjørn PA, Uglem I, Sæther BS, Dale T, Kerwath S, Økland F, Nilsen R, Aas K, Tobiassen T. 2007. Videreføring av prosjektet "Behavioural responses in wild coastal salmon farms: possible effects of salmon holding water - a field and experimental study. *Fiskeriforskning Rapport*. 6/2007.
- Bongiorni L, Shafir S, Rinkevich B. 2003. Effects of particulate matter released by a fish farm (Eilat, Red Sea) on survival and growth of *Stylophora pistillata* coral nubbins. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 1120-1124.
- Bjordal, Å. 2002. The use of technical measures in responsible fisheries. In K. L. Cochrane (Ed.), *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 424: A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. pp. 21-47.
- Bobbe S. 2012. Defining Deep Sea Sensitive Habitats - Implications for Management. Mastergradsavhandling, Universitetet i Bergen.
- Brander K. 1981. Disappearance of common skate, *Raia batis*, from the Irish Sea. *Nature*. 290: 951-961.
- Breen M, Huse I, Ingolfsson OA, Madsen N, Soldal AV. 2007. SURVIVAL: An assessment of mortality in fish escaping from trawl codends and its use in fisheries management. EU Final Report, project Q5RS-2002-01603 SURVIVAL, 300 pp.
- Breen M, Isaksen B, Ona E, Pedersen AO, Pedersen G. 2012. A review of possible mitigation measures for reducing mortality caused by slipping from purse-seine fisheries. *ICES CM 2012, C:12*.
- Breen PA. 1990. A review of ghost fishing by traps and gillnets. *Proc. 2nd Int. Conf. Marine Debris*, 2-7 April 1989 Hawaii. NOAA Tech. Memo. 154: 561-599.
- Brown J, Macfadyen G, Huntington T, Magnus J, Tumilty J. 2005. Ghost fishing by lost fishing gear. Final Report to DG Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission. *Fish/2004/20*. 132pp.
- Buhl-Mortensen L, Mortensen PB. 2004a. Crustacean fauna associated with the deep-water corals *Paragorgia arborea* and *Primnoa resedaeformis*. *Journal of Natural History*. 38:1233-1247.
- Buhl-Mortensen L, Mortensen PB. 2004b. Symbiosis in deep-water corals. *Symbiosis*. 37:33-61.
- Buhl-Mortensen L, Mortensen PB. 2005. Distribution and diversity of species Associated with Deep-sea gorgonian corals off Atlantic Canada. pp 849-879. In: Freiwald A, Roberts JM (eds). *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

- Buhl-Mortensen L, Vanreusel A, Gooday AJ, Levon LA, Priede IG, Buhl-Mortensen P, Gheerardyn H, King NJ, Raes M. 2010a. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Mar. Ecol.* 31:21-50.
- Buhl-Mortensen L, Hodnesdal H, Torsnes T. 2010b. Til bunns i Barentshavet. Skipnes press (executiv summary in English). 128 pp.
- Buhl-Mortensen P, Buhl-Mortensen L. 2013. Diverse and vulnerable deep-water biotopes in the Hardangerfjord. *Marine Biology Research*. (in press).
- Buhl-Mortensen P, Buhl-Mortensen L, Skjoldal HR. 2010. *Characterizing and mapping sensitive habitats in Norwegian waters*. Institute of Marine Research. Poster at OSPAR Ministerial Meeting, Bergen, Norway, 20-24 September 2010.
- Christiansen S. 2010a. Background Document for Coral gardens. Oskar commission. ISBN 978-1-907390-27-2 Publication Number: 486/2010, 39 pp.
- Christiansen S. 2010b. Background Document for Deep-sea sponge aggregations. ISBN 978-1-907390-26-5. Publication Number: 485/2010, 46 pp.
- Chung IK, Brinkhaus BH. 1986. Copper effects in early life stages of the Kelp, *Laminaria saccharina*. *Marine Pollution Bulletin*. 17: 213-218.
- Conway KW, Krautter M, Barrie JV, Whitney F, Thomson RE, Reisdig H, Lehnert H, Mungov G, Bertram M. 2005. Sponge reefs in the Queen Charlotte Basin, Canada: controls on distribution, growth and development. In: Freiwald A, Roberts JM, eds. *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer (Berlin Heidelberg). 601-617.
- Curd A. Background Document for Seapen and Burrowing megafauna communities. ISBN 978-1-907390-22-7 Publication Number: 481/2010, 26 pp.
- Davies, RWD, Cripps SJ, Nickson A, Porter G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4), 661–672. doi:10.1016/j.marpol.2009.01.003.
- Davis MW. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1834–1843. doi:10.1139/F02-139.
- DEGREE. 2010. Development of fishing Gears with Reduced Effects on the Environment. DEGREE EU Contract 022576 Final Publishable Activity Report.
- Desprez M. 2000 Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *ICES J Mar Sci* 57:1428-1438.
- Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm induced decline. 2008. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1332-1342.
- Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1618-1629.
- Duplisea DE, Jennings S, Warr KJ, Dinmore TA 2002. A sizebased model for predicting the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:1785–1795.
- Fabricius KE. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 125-146.
- Fedotov D.M. 1924. Einige Beobachtungen ueber die Biologie und Metamorphose von *Gorgonocephalus*. *Zoologischer Anzeiger*. 61: 303–311.
- Fosså JH, Mortensen PB, Furevik DM. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: Distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*. 471: 1-12.
- Fosså JH, Lindberg B, Christensen O, Lundälv T, Svellingen I, Mortensen PB, Alvsvåg J. 2005. Mapping of *Lophelia* reefs in Norway: experiences and survey methods. Pp 359-391 in Freiwald A. and J.M. Roberts (Eds), *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1244 pp.
- Francis RC, Hixon MA, Clarke E, Murawski SA, Ralston S. 2007. Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. *Fisheries*. 32: 217-233.

- Garcia SM, Zerbi A, Aliaume C, Do Chi T, Lasserre G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. 443, 71 p.
- Garcia SM, Kolding J, Rice J, Rochet M, Zhou S, Arimoto T, Beyer JE. 2012. Reconsidering the Consequences of Selective Fisheries. *Science*. 335(March): 1045-1047.
- Gribble NA. 2003. GBR-prawn: modelling ecosystem impacts of changes in fisheries management of the commercial prawn (shrimp) trawl fishery in the far northern Great Barrier Reef. *Fisheries Research*. 65: 493-506.
- Groenewold S, Fonds M. 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 57(5): 1395–1406. doi:10.1006/jmsc.2000.0914.
- Hall SJ. 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell Science, Oxford. 274 pp.
- Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI. 2000. By-catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*. 41: 204–219.
- Hall-Spencer JM, Stehfest KM. 2009. Background Document for *Lophelia pertusa* reefs. ISBN 978-1-906840-63-1. Publication Number: 423/2009.
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Katie G, Foggo A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series*. 326: 1-9.
- Hansen PK, Bannister R, Husa V. 2011. Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen nr. 21-2011.
- Harrington JM, Myers RA, Rosenberg AA. 2006. Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries*. 6: 350- 361.
- Heino M, Godø OR. 2002. Fisheries induced selection pressures in. *Bull. Natl. Fish. Res. Dev. Agency Korea*. 70(2): 639-656.
- Heino M, Dieckmann U. 2008. Detecting Fisheries-Induced Life-History Evolution: An Overview Of The Reaction-Norm Approach. *Bulletin of Marine Science*. 83(1): 69-93.
- Heino M, Enberg K. 2008. Sustainable Use of Populations and Overexploitation. *Encyclopedia of life sciences*. doi:10.1002/9780470015902.a0020476.
- Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research*. 108(2-3): 235–239. doi:10.1016/j.fishres.2010.12.030.
- Hinz H, Prieto V, Kaiser M. 2009 Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecol. Appl*. 19:761-773.
- Huang YCA, Hsieh HJ, Huang SC, Meng PJ, Chen YS, Keshavmurthy S, Nozawa Y, Chen CA. 2011. Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters. *Marine Ecology Progress Series*. 423:83-93.
- Hughes DJ. 1998. Sea Pens and Burrowing Megafauna – An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Report prepared for Scottish Association for Marine Science (SAMS) UK Marine SACs Project, Task Manager A.M.W. Wilson, SAMS, 1-114.
- Humborstad O-B, Nøttestad L, Løkkeborg S, Rapp HT. 2004. RoxAnn bottom classification system, sidescan sonar and video-sledge: spatial resolution and their use in assessing trawling impacts. *ICES Journal of Marine Science*. 61: 53-63.
- Huse I, Vold A. 2010. Mortality of mackerel (*Scomber scombrus* L.) after pursing and slipping from a purse seine. *Fisheries Research*. 106(1): 54-59. doi:10.1016/j.fishres.2010.07.001.
- ICES. 2005. Joint report of the Study Group on Unaccounted Fishing Mortality (SGUFM) and the Workshop on Unaccounted Fishing Mortality (WKUFM). *ICES CM 2005/B:08*.
- ICES. 2006. Report of the ICES-FAO Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGFTFB), 3–7 April 2006, Izmir, Turkey. ICES CM 2006/FTC:06, Ref. ACFM. 180 pp.
- Ingolfsson OA, Soldal AV, Huse I, Breen M. 2007. Escape mortality of cod, saithe, and haddock in a Barents Sea trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science*. 64: 1836-1844.

- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*. 34: 201-352.
- Jennings S, Revill AS. 2007. The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 1525–1534.
- Jennings S, Revill AS. 2007. The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*. 64: 1525-1534.
- Jensen A, Frederiksen R. 1992. The fauna associated with the bank-forming deepwater coral *Lophelia pertusa* (Scleractinaria) on the Faroe shelf. *Sarsia*. 77:53-69.
- Johnston EL, Keough MJ. 2000. Field assessment of effects of timing and frequency of copper pulses on settlement of sessile marine invertebrates. *Marine Biology*. 137: 1017-1029.
- Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*. 3(2): 114-136. doi:10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x.
- Kaiser MJ, Spencer BE 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *J. Anim. Ecol.* 65:348–358.
- Karlsen L, Gjørseter H, Hamre J. 2001. *Fiskeriteknologi*. Landbruksforlaget, Oslo, ISBN 82-529-2387-9. 224 pp.
- Kelleher K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: An update. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO, 131 pp.
- Klitgaard AB. 1995. The fauna associated with outer and upper slope sponges (Porifera, Demospongiae) at the Faroe Islands, Northeastern Atlantic. *Sarsia*. 80:1-22.
- Kutti T, Ervik A, Hansen PK. 2007a. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture*. 262: 367-381.
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P. 2007b. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture*. 262(2-4): 355-366.
- Kutti T, Høisæter T, Rapp HT, Humborstad O-B, Løkkeborg S, Nøttestad L. 2005. Immediate effects of experimental otter trawling on a sub-arctic benthic assemblage inside Bear Island Fishery Protection Zone in the Barents Sea. *American Fishery Society Symposia*. 41: 519-528.
- Law R. 2000. Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 659–668.
- Link J. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean? *Fisheries*. 27: 18–21.
- Løkkeborg S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. FAO Fisheries Technical Paper No. 472. FAO, Rome, 58 pp.
- Macfadyen G, Huntington T, Cappell R. 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries & Aquaculture Technical Paper. 523, 115 p.
- Moran MJ, Stephenson PC. 2000. Effects of otter trawl on macrobenthos and management of demersal scalefish fisheries on the continental shelf of north-western Australia. *ICES J. Mar. Sci.* 57:510-516.
- Mortensen PB. 1998. Ødelegger fisket korallrevene på den norske kontinentalsokkelen? *Fisken og havet*. Special issue. 2:71-74.
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L. 2004. Distribution of deep-water gorgonian corals in relation to benthic habitat features in the Northeast Channel (Atlantic Canada). *Marine Biology*. 144: 1223-1238.
- Mortensen PB, Hovland M, Brattgard T, Farestveit R. 1995. Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64° N on the Norwegian shelf: structure and associated megafauna. *Sarsia*. 80: 145-158.
- Mortensen PB, Hovland MT, Fosså JH, Furevik DM. 2001. Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. 81:581-597.
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L, Gordon Jr DC. 2006. Distribution of deep-water corals in Atlantic Canada. - Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium. Okinawa, Japan, pp 1832-1848.

- Mortensen PB, Fosså JH. 2006. Species diversity and spatial distribution of invertebrates on *Lophelia* reefs in Norway. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium. Okinawa, Japan, pp 1849-1868.
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L, Gebruk AV, Krylova EM. 2008. Occurrence of deep-water corals on the Mid-Atlantic Ridge based on MAR-ECO data. Deep-Sea Research II. 55: 142–152.
- Mortensen T. 1927. Handbook of the Echinoderms of the British Isles, Humphrey Milford Oxford University Press, Edinburgh. 471 p.
- Olive PJW. 1993. Management of the exploitation of the lugworm *Arenicola marina* and the ragworm *Nereis virens* (Polychaeta) in conservation areas. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 3:1-24.
- Olsen E, Gjørseter H, Røttingen I, Dommasnes A, Fossum P, Sandberg P. 2009. Short Communication The Norwegian ecosystem-based management plan for the Barents Sea. ICES Journal of Marine Science. 64: 599–602.
- O'Neill FG, Parsons DR, Simmons S, Best JL, Copland P, Armstrong E, Breen M, Summerbell K. (in prep). Monitoring the Generation and Evolution of the Sediment Plume behind towed Fishing Gears using a novel MBES approach.
- OSPAR Commission. 2008. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference number 2008-6.
- Ottersen G, Olsen E, van der Meeren GI, Dommasnes A, Loeng H. 2011. The Norwegian plan for integrated ecosystem-based management of the marine environment in the Norwegian Sea. Marine Policy. 35(3): 389–398. doi:10.1016/j.marpol.2010.10.017.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres Jr FJ. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. Science 279: 860–863.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Walters CJ. 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature. 418: 689-695.
- Pearson TH, Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr Mar Biol Annu Rev 16:229-311
- Pikitch EK, Santora C, Babcock EA, Bakun A, Bonfil R, Conover DO, Dayton P. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. Science. 305: 346–347.
- Pitcher CR, Poiner IR, Hill BJ, Burrige CY. 2000. Implications of the effects of trawling on sessile megazoobenthos on a tropical shelf in northeastern Australia. ICES J. Mar. Sci. 57:1359-1368.
- Reed JK, Gore RH, Scotto LE, Wilson KA 1982. Community composition, structure, areal and trophic relationships of decapods associated with shallow- and deep-water *Oculina varicosa* coral reefs: studies on decapod Crustacea from the Indian River region of Florida, XXIV. Bull. Mar. Sci. 32: 761-786.
- Reed JK, Mikkelsen PM. 1987. The molluscan community associated with the scleractinian coral, *Oculina varicosa*. Bulletin of Marine Science. 40(1): 99-131.
- Reichelt-Bruschett AJ, Harrison PL. 2000. The effect of Copper on the settlement success of larvae from the scleractinian coral *Acropora tenuis*. Marine Pollution Bulletin. 41: 385-391.
- Reimann B, Hoffman E. 1991. Ecological consequences of dredging and bottomtrawling in the Limfjord, Denmark. Marine Ecology Progress Series. 69:171-178.
- Rijnsdorp AD, van Beek FA. 1991. Changes in growth of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) and sole (*Solea solea* L.). Netherlands Journal of Sea Research. 27: 441-457.
- Rogers AD. 1999. The Biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and Other Deep-Water Reef-Forming Corals and Impacts from Human Activities. - International Revue of Hydrobiology. 84:315-406.
- Rose CS. 2006. Modifying trawl bridles and sweeps to reduce their effects on seafloor habitats of the Bering Sea Shelf. ICES Symposium. Fishing Technology in the 21st Century: Integrating Fishing and Ecosystem Conservation. Boston. 2006.
- Sainsbury KJ, Campbell R, Lindholm R, Whitelaw AW. 1997. Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. In: Pikitch EK, Huppert DD, Sissenwine MP (eds) Global Trends: Fisheries Management. American Fisheries Society, Bethesda, MD, p 107-112.

- Sanderson JC, Cromey CJ, Dring MJ, Kelly M. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in North-West Scotland. *Aquaculture*. 278: 60:68.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrete-Mier F, Marin A. 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research*. 71:22-30.
- Sarda R, Pinedo S, Gremare A, Taboada S. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57:1446-1453.
- Stevens JD, Bonfil R, Dulvy NK, Walker PA. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichth- yans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 476–494.
- Suuronen P. 2005. Mortality of fish escaping trawl gears. *FAO Fisheries Technical Paper*, 478, 72p.
- Svåsand T, Bjørn PA, Dale T, Ervik A, Hansen PK, Juell J-E., Karlsen Ø, Michalsen K, Skilbrei O, Sæther B-S, Taranger GL. 2004. Effekter av lakseoppdrett på gyteadferd til vill torsk 2002.2003. Sluttrapport NFR 151245/120.
- Sæther B-S, Bjørn P-A, Dale T. 2006. Behavioural responses in wild cod (*Gadus morhua* L.) exposed to fish holding water. *Aquaculture*. 262: 260-267.
- Tangen S, Fossen I. 2012. Interaksjoner mellom kaldtvannskoraller og intensivt oppdrett. Kunnskapsstatus og et første skritt mot en konsekvensanalyse. Rapport. Møreforskning Marin. MA 12-10. 43 sider.
- Tenningen M, Vold A, Olsen R E. 2012. The response of herring to high crowding densities in purse-seines: survival and stress reaction. *ICES Journal of Marine Science*. 69: 1523–1531. doi:10.1093/icesjms/fss114.
- Tuck ID, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162:227-242.
- Valdemarsen JW, Jørgensen T, Engås A. 2007. Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 506. Rome, FAO. 2007. 29 p.
- Villanueva RD, Yap HT, Montano MNE. 2006. Intensive fish farming in the Philippines is detrimental to the coral reef-building coral *Pocillopora damicornis*. *Marine Ecology Progress Series*. 316: 165-174.
- von Brandt A. 1984. *Fish Catching Methods of the World*. Fishing News Books Ltd, Oxford.
- Walker PA, Hislop JRG. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and northwestern North Sea between 1930 and the present day. *ICES Journal of Marine Science*. 55: 392–402.
- Wassenberg TJ, Dews G, Cook SD 2002. The impact of fish trawls on megabenthos (sponges) on the north-west shelf of Australia. *Fish. Res.* 58: 141-151.
- Weber M, de Beer D, Loft C, Polerecky L, Kohls K, Abed RMM, Ferdelmann TG, Fabricius KE. 2012. Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the United States of America*. 109: 1558-1567.
- Weber M, Lott C, Fabricius KE. 2006. Sedimentation stress in a scleractinian coral exposed to terrestrial and marine sediments with contrasting physical, organic and geochemical properties. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 336: 18-32.
- Williams A, Schlacher TA, Rowden AA, Althaus F, Clark RC, Bowden DA, Stewart R, Bax NJ, Consalvey M, Kloser RJ 2010. Seamount megabenthic assemblages fail to recover from trawling impacts, *Marine Ecology*. 31 (Suppl. 1): 183–199.
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*. 314: 787–790.
- Wulff JL. 2006. Ecological interactions of marine sponges. *Canadian Journal of Zoology* 84, 146–166. Zhou, S. 2008. Fishery by-catch and discards: a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries*. 9(3): 308–315. doi:10.1111/j.1467-2979.2008.00291.x.

Zhou S, Smith ADM, Punt AE, Richardson AJ, Gibbs M, Fulton E a, Pascoe S. 2010. Ecosystem-based fisheries management requires a change to the selective fishing philosophy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 107(21): 9485–9. doi:10.1073/pnas.0912771107.

11 Vedlegg

Vedlegg 1. Bakgrunn for rapporten.

Vedlegg 2. Brev fra Fiskeri- og kystdepartementet til Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet angående regulering av fiske med bunnredskaper i NØS.

Vedlegg 3. Svar fra Fiskeridirektoratet på brev i vedlegg 2.

Vedlegg 4. Fiskeritabell for økosystembasert forvaltning utviklet av Fiskeridirektoratet.

Bakgrunn

I tildelingsbrevet fra FKD til Havforskningsinstituttet for 2012 står følgende:

4.1 Ressursrådgivning, side 7: *Instituttet skal utvikle kunnskap om påvirkning på korallrev og andre bunnhabitater som følge av fiskeri og havbruk, og delta i arbeidet med å vurdere oppfølging og nye tiltak som følge av ny kunnskap om forekomster*

4.1.3 Oppdrag innenfor ressursrådgivning i 2012, side 9: *"Havforskningsinstituttet skal i 2012 levere en vurdering av hvilken effekt og påvirkning bunntål og andre redskaper som berører bunnen har på ulike substrater og bunnhabitater"*

Ledergruppen gjorde i sak 61/2012 følgende vedtak: "HI skal i 2012 levere vurdering av hvilken effekt og påvirkning bunntål og andre redskaper som berører bunnen har på ulike substrater og bunnhabitater. Kompetansen vår er spredt i ulike programmer og faggrupper som har ulik tilnærming/ståsted i forhold til denne type ny rådgivning.

Forskningsdirektør Harald Loeng opprettet 13.04.2012 en gruppe til å skrive en rapport til FKD for å svare opp tildelingsbrevet.

Mandat

Gruppen skal utarbeide en rapport til FKD om effekter og påvirkning av bunntål og andre redskaper som berører bunnen på ulike substrater og på korallrev og andre bunnhabitater.

Gruppen skal vurdere hvordan kunnskap fra MAREANO og eventuelt andre programmer kan nyttiggjøres til dette formålet i framtiden.

Gruppen skal se på effektene av havbruk på bunnhabitater og fiske

Gruppen skal foreslå tiltak som kan forebygge skader på sårbare og verdifulle bunnhabitater

Gruppen skal lage rapporten på grunnlag av eksisterende kunnskap og det skal ikke gjøres ny forskning. Dersom gruppen peker på kunnskapshull og avbøtende tiltak, skal dette følges av kostnadsoverslag.

Gruppens sammensetning:

A. Aglen

M. Breen

L. Buhl-Mortensen (leder)

P. Buhl-Mortensen

A. Ervik

V. Husa

S. Løkkeborg

I. Røttingen

H. Stockhausen

Utover gruppens medlemmer er bidrag til rapporten også levert av:

B.E. Axelsen, K. Skaar, J.W. Valdemarsen og Genoveva Gonzalez-Mirelis



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
DATE: 27.03.12
SAKSNR. 09/910
JAN
008

Fiskeridirektoratet
Havforskningsinstituttet

Deres ref

Vår ref
201100622- /ENG

Dato

26 MARS 2012

Oppfølging av regulering av fiske med bunnredskap i NØS, fiskerisonen ved Jan Mayen og fiskevernsonen ved Svalbard

Fiskeri- og kystdepartementet viser til forskrift 1. juli 2011 om regulering av fiske med bunnredskap i Norges økonomiske sone, fiskerisonen rundt Jan Mayen og i fiskevernsonen ved Svalbard, som trådte i kraft 1. september 2011. Forskriften svarer blant annet på oppfordringen i FNs fiskeriresolusjon fra 2006 (UNGA 61/105) om å beskytte sårbare marine økosystemer mot ødeleggende fiskemetoder, herunder skadelig bunnfiske i nasjonale farvann.

Departementet viser videre til tildelingsbrevene for 2012, hvor det fremgår at Fiskeridirektoratet og Havforskningsinstituttet skal utvikle og implementere et system for oppfølging og vurdering av sårbare bunnhabitater.

Det nye regelverket innebærer blant annet at fiskefartøy skal rapportere treff av koraller og svamp, og gjennom denne rapporteringen kan det fremkomme ny kunnskap om forekomster. Innrapporterte sammenstøt må imidlertid følges opp, både ved at informasjonen registreres og systematiseres, samt ved en faglig vurdering av om ny kunnskap fordrer iverksettelse av eventuelt nye tiltak. Det vil i denne sammenheng være flere kilder til informasjon enn det som rapporteres fra fiskefartøy, blant annet data fra MAREANO og andre forskningsresultater. Det er viktig at denne informasjonen underlegges en enhetlig vurdering med tanke på eventuell reguleringsmessig oppfølging.

Når det gjelder påvirkning fra fiskeri må det skilles mellom signifikant ugunstig påvirkning og påvirkning som defineres som ubetydelig i tilfelle fortsatt fiske.


Postadresse Postboks 8118 Dep 0032 Oslo	Kontoradresse Grubbegata 1 Org. nr.: 972 417 815	Telefon * 22 24 90 90 Nett: fkd.dep.no	Telefaks 22 24 95 85	Saksbehandler Elisabeth N. Gabrielsen, 22 24 64 74 postmotak@fkd.dep.no
---	--	--	-------------------------	---

Vedlegg 2 (forts.)

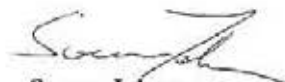
FKD vil med dette be Fiskeridirektoratet, i samarbeid med HI, om å utvikle og implementere et system for vurdering og oppfølging av tilgjengelig informasjon om sårbare bunnhabitater. Eventuelle forslag til nye reguleringer skal utarbeides av Fiskeridirektoratet. Direktoratet bes også om å kartlegge informasjonsbehovet for at fiskerne skal kunne etterleve det nye regelverket korrekt.

Departementet ber om at et forslag til organisering i tråd med denne bestillingen oversendes FKD innen 15. juni 2012.

Med hilsen



Vidar Landmark
ekspedisjonssjef



Sverre Johansen
avdelingsdirektør



Fiskeri- og kystdepartementet
Boks 8118 Dep

0032 OSLO

Saksbehandler: Gunnstein Bakke
Telefon: 99105452
Seksjon: Utviklingsseksjonen
Vår referanse: 09/2629
Deres referanse:
Vår dato: 11.06.2012
Deres dato:

Att:

OPPFØLGING AV REGULERING AV FISKE MED BUNNREDSKAP I NØS, FISKERISONEN VED JAN MAYEN OG FISKEVERNSONEN VED SVALBARD

Innledning

I likelydene brev av 26. mars 2012 til Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet ba Fiskeri- og kystdepartementet om at det ble utviklet og implementert et system for vurdering og oppfølging av tilgjengelig informasjon om sårbare bunnhabitater. Svaret er utformet i samarbeid med Havforskningsinstituttet som dermed ikke sender eget svar.

Systemet må bygge på de vanlige prinsippene som benyttes i fiskeriforvaltningen. Det vil i denne sammenhengen innebære at oppgaveløsningen deles i tre faser. Den første fasen er datainnsamling. Andre fase er vurdering av innsamlede data og identifikasjon av mulige risikofaktorer og konsekvenser. Tredje fase er håndtering av identifisert risiko.

Første fase, datainnsamling

I første fase har både Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet roller.

For Fiskeridirektoratets del vil arbeidet i første fase bestå i å samle inn de rapportene som skal sendes fra fiskefartøy ved sammenstøt med sårbare habitater, jf. forskrift om regulering av fiske med bunnredskap. I tillegg skal opplysninger om sårbare habitater som måtte komme fra andre kilder tas vare på. Alle opplysningene skal formidles til Havforskningsinstituttet.

Rapporter fra fiskefartøy må kunne opprettes og sendes på samme måte som andre pliktige rapporter fra fartøyene. Det nye systemet for elektronisk rapportering kan med en viss arbeidsinnsats i direktoratet tilpasses. Tilpasningen og selve rapporteringen vil trolig kunne skje uten ekstra kostnader for flåten. Dette kan oppnås ved å integrere rapportene i de som allerede sendes om hvert enkelt hal som er utført i løpet av døgnet. Fiskeridirektoratet vil iverksette nødvendige tiltak for å få dette gjennomført.

Det er behov for å formidle betydelig mer informasjon til flåten om bunnfiskeforskriften og pliktene ved sammenstøt ved sårbare habitater. Arbeidet med å gjennomføre de nødvendige endringene i systemet for elektronisk rapportering vil gi en svært god anledning til å formidle nødvendig informasjon gjennom direkte kommunikasjon til næringsorganisasjonene og på våre nettsider. Havforskningsinstituttet har kunnskap om både korall- og svampartene og vil kunne formidle denne dersom det skulle vise seg å bli nødvendig.

Vedlegg 3. (forts.)

Havforskningsinstituttet sin rolle i første fase handler også om datainnsamling og er av praktiske årsaker beskrevet i teksten nedenfor der andre fase behandles.

Andre fase, vurdering av data og identifikasjon av risikofaktorer og konsekvenser

Havforskningsinstituttet vil være alene om å utføre oppgavene med å vurdere de innsamlede data og identifisere mulige risikofaktorer og konsekvenser, det vil si oppgavene i andre fase.

I tildelingsbrevet til Havforskningsinstituttet framgår det i pkt 4.1 at instituttet skal utvikle kunnskap om påvirkning på korallrev og andre bunnhabitater som følge av fiskeri og havbruk, og delta i arbeidet med å vurdere oppfølging og nye tiltak som følge av ny kunnskap om forekomster. I tillegg vises det til pkt 4.1.1 hvor det står at instituttet skal levere en vurdering i 2012 av hvilken effekt og påvirkning bunntral og andre redskaper som berører bunnen har på ulike substrater og bunnhabitater.

For å følge opp tildelingsbrevet sine intensjoner er det nedsatt et internt utvalg ved Havforskningsinstituttet som skal levere en rapport innen 15. oktober 2012. Rapporten skal inneholde forslag til innsamling av relevante data og behandlingen av dem. Grunnlagsdata for å vurdere effekt og påvirkning redskaper har på ulike substrater og bunnhabitater vil hentes fra:

1. Forskningsfartoytokt
2. MARENO
3. Referanseflåten
4. Rapporter fra fiskefartøy

Havforskningsinstituttet mener at det er viktig at data og opplysninger fra fiskeflåten skal foreligge på et format som muliggjør viderebehandling. Fiskeridirektoratets forslag til innsamling og formidling av data gjennom det nye systemet for elektronisk rapportering vil gjøre viderebehandling mulig på en mest mulig effektiv måte. Instituttet støtter derfor dette arbeidet.

Tredje fase, håndtering av identifisert risiko

Fiskeridirektoratet vil i systemet ha hovedansvaret for den tredje fase.

Bestands- og fiskeritabellene er utviklet for å få en oversikt over problemstillinger knyttet til alle bestander og fiskerier som er aktuelle for norsk forvaltning. I fiskeritabellen er bunnpåvirkninger tatt inn og Fiskeridirektoratet har foreslått for Reguleringsmøtet at vurderinger av tiltak for å redusere belastninger på bunnhabitat blir videreført som en av de prioriterte oppgavene i 2013.

De vurderingene og tilrådingene som Havforskningsinstituttet kommer med etter sitt arbeid i andre fase vil være retningsgivende i tabellarbeidet hvert år. Det må arbeides for at instituttets leveranser er tilpasset tidsmessig til arbeidet med tabellene.

Oppsummering

Dette systemet vil integrere alt arbeid knyttet til sårbare habitater i de ordinære arbeidsprosessene. Dette gir en god integrering av dette arbeidet med de eksisterende oppgavene. Det synliggjør også at dette arbeidet er en sentral del av fiskeriforvaltningen.

Som nevnt ovenfor skal det utføres videre arbeid både ved Havforskningsinstituttet som skal være ferdig innen utgangen av november og i Fiskeridirektoratet før systemet kan beskrives i detalj og implementeres fullt ut.

Med hilsen

Anne Kjos Veim
seksjonssjef

Gunnstein Bakke
seniorrådgiver

FISKER				ARTSSELEKTIVITET									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Redskap	Målart(er)	Fangstområde	Nasjonalitet	Redskaps spesifisikasjoner	Truede fisk og skalldyr	Ikke truede fisk og skalldyr	Sjøpattedyr	Sjøfugl	Størrelses selektivitet	Utkast-problem	Bi-dødelighet	Bunn-påvirkning	Merknader/ Utfordringer
Bunnetrål	<u>Torsk, sei, lysse etc.</u>	I og II	B	130 mm nord 64N, 120 mm sør 64N. Spilavst. 50/55 mm.	2	1	1	1	2	3	2	4	
Bunnetrål	<u>Sei</u>	IIa og IV	N	120 mm	2	2	1	1	2	2	2	3	
Bunnetrål	<u>Blandingsfiske</u>	IIa og IV	N	120 mm. Tiltatt med 70 mm i IIa dersom kvadratmaske.	4	3	1	1	4	3	2	3	
Bunnetrål	<u>Blandingsfiske</u>	IIa og IV	U	120 mm	4	5	1	1	4	5	2	3	
Bunnetrål	<u>Øycpål</u>	IIa, IV	B	16 mm Spilavst. 40 mm	2	3	1	1	4	1	2	3	
Bunnetrål	<u>Kolmule</u>	IIa, IV	B	16 mm Spilavst. 40 mm	2	2	1	1	2	1	2	3	Sorteringsrist.
Bunnetrål	<u>Tobis</u>	IVa,b	B	< 16 mm	2	2	1	1	3	1	2	2	
Bunnetrål	<u>Flatfisk</u>	IIa og IV	U	120 mm	0	0	1	1	0	5	2	3	
Bunnetrål	<u>Vassild</u>	IIa	N	16 mm	1	0	1	1	0	0	2	4	
Bunnetrål	<u>Røke</u>	I og II	B	35 mm Spilavst. 19mm	3	3	1	1	3	3	2	4	
Bunnetrål	<u>Røke</u>	IIa og IV	B	35 mm Ikke rist	3	5	1	1	5	4	2	4	
Bunnetrål	<u>Røke</u>	NATO og Grønland		35 mm. Spilavst. 22 mm	3	3	1	1	3	3	2	4	
Flyte-trål	<u>Makrell</u>	IIa og IVa,b, VIa og IIIa	B	16 mm	1	3	1	1	2	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Hestmakrell</u>	II a, IVa og VIa	B	16 mm	1	3	1	1	2	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Nvg-sild</u>	I, IIa, IVa	B	16 mm	2	3	1	1	2	2	2	1	
Flyte-trål	<u>Nordsjø-sild</u>	IVa og IVb	B	16 mm	1	3	1	1	2	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Lodde Barentshavet</u>	I og II	B	16 mm	2	3	1	1	2	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Uer</u>												
Flyte-trål	<u>Kolmule</u>	IIa, IVa, Vb, VI, VIIb,c	B	35 mm	2	2	1	1	2	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Vassild</u>	IIa	N	16 mm	0	0	1	1	0	1	2	1	
Flyte-trål	<u>Krill</u>	CCMLAR	N		1	1	1	1	1	1	2	1	
Taretrål	<u>Stortare</u>	IIa, IV	N		1	2	1	1	1	1	1	3	
Not	<u>Makrell</u>	IIa og IVa,b, VIa og IIIa	B		1	2	1	1	2	1	3	1	
Not	<u>Hestmakrell</u>	IIa, IVa	B		1	3	1	1	2	1	3	1	
Not	<u>Nvg-sild</u>	I, IIa, IVa	B		2	2	1	1	2	1	3	1	
Not	<u>Nordsjø-sild</u>	IVa og IVb	B		1	2	1	1	2	1	3	1	
Not	<u>Lodde Barentshavet</u>	I og II	B		2	2	1	1	2	1	3	1	
Not	<u>Lodde IM, IØS, GRL</u>	IIa, Va, XIV	B		1	1	1	1	2	1	2	1	
Not	<u>Havbrisling</u>	IVb	B		1	2	1	1	2	1	2	1	
Not	<u>Kystbrisling</u>	IIa, IIa, IV	N		2	2	1	1	2	1	2	1	
Not	<u>Sei</u>	I og IIa	N		3	3	1	1	3	2	1	1	

FISKER				ARTSSELEKTIVITET									
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Redskap	Målart(er)	Fangstområde	Nasjonalitet	Redskaps spesifisikasjoner	Truede fisk og skalldyr	Ikke truede fisk og skalldyr	Sjøpattedyr	Sjøfugl	Størrelses selektivitet	Utkast-problem	Bi-dødelighet	Bunn-påvirkning	Merknader/ Utfordringer
Not	Sel	IIa og IV	N		3	2	1		3	1	1	1	
Notfiske med lys	Makrell, brisling, sild	Innenfor grunnlinjen	N		0	0	1	1	0	0	0	1	
Snurrevad	Torsk, sei, hyse	I og IIa	N	120 mm 62°-64°N, 135 mm nord for 64°N, 125 mm kvadrat hele området nord 62°N	3	1	1	1	3	2	2	3	
Snurrevad	Blandingsfiske	IVa og IIa	N	120 mm sør for 62°N	4	1	1	1	3	2	2	3	
Snurrevad	Blandingsfiske	IVa og IIa	U	120 mm sør for 62°N	4	3	1	1	3	5	2	3	
Garn	Torsk, sei, hyse	I og IIa	N	156 mm (torsk)	3	1	2	2	2	2	2	2	
Garn	Blåkveite	I og IIa	N		1	1	2	1	1	2	4	2	
Garn	Uter	I og IIa	N	120 mm	1	1	2	1	2	2	3	2	
Garn	Bredflabb	Alle	N	360 mm	3	1	2	1	2	2	2	2	
Garn	Kveite	Alle	N	470 mm	1	1	2	1	1	2	2	2	
Garn	Rognkiels		N	267 mm	1	3	2	3	1	1	2	2	
Garn	Blandingsfiske	IVa, IIa	N	148 mm utvalgte arter (torsk, hyse, sei, rødpette, lange, lyr, lysing) utenfor 4 nm	3	1	2	2	2	2	2	2	Minste maskestørrelse 126 mm i bunngarn fra 1.1.2012
Garn	Blandingsfiske	IVa, IIa	U		3	3	2	2	2	5	2	2	Minste maskestørrelse 128 mm i bunngarn fra 1.1.2012
Fløyline	Hyse	I og IIa	N		2	1	1	4	4	4	2	2	
Line	Torsk, hyse	Nord 62°N utenfor 12 mil	B		3	1	1	3	3	2	2	2	
Line	Torsk, hyse	Nord 62°N innenfor 12 mil	N		3	1	1	3	3	3	2	2	
Line	Lange brosmefiske	IIa, IV, V, VI, VII	N		3	1	1	3	2	2	2	2	
Line	Blåkveite	II	N		2	1	1	3	2	2	2	2	
Line	Kveite	IIa	N		1	1	1	1	0	2	2	2	
Annen krokredskap	Torsk, hyse m.m.	I, IIa	N		3	1	1	1	2	2	1	1	
Annen krokredskap	Makrell	IIa, IIa, IVa	N		1	1	1	1	2	1	1	1	
Ruser	Torsk	IIa, IIa, IVa	N		1	1	1	1	2	1	1	2	
Ruser	Lepnefisker	IIa, IIa, IVa	N		1	1	1	1	2	1	1	2	Forbud mot å fange ål
Teiner	Hummer		N	Fluktåpning 60 mm	1	1	1	1	2	1	1	2	
Teiner	Taskelrabbe		N	Fluktåpning 80 mm	1	1	1	1	2	1	1	2	
Teiner	Kongekrabbe		N		1	1	1	1	2	1	1	2	
Teiner	Lepnefisker	IIa, IIa, IVa	N		1	1	1	1	2	1	1	2	

Retur: Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Institute of Marine Research

Nordnesgaten 50 – Postboks 1870 Nordnes
NO-5817 Bergen
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 55 23 85 31
E-post: post@imr.no

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
AVDELING TROMSØ

Sykehusveien 23, Postboks 6404
NO-9294 Tromsø
Tlf.: +47 77 60 97 00 – Faks: +47 77 60 97 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN FLØDEVIGEN

Nye Flødevigveien 20
NO-4817 His
Tlf.: +47 37 05 90 00 – Faks: +47 37 05 90 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN AUSTEVOLL

NO-5392 Storebø
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 56 18 22 22

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN MATRE

NO-5984 Matredal
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 56 36 75 85

AVDELING FOR SAMFUNNSKONTAKT
OG KOMMUNIKASJON

Public Relations and Communication
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 55 23 85 55
E-post: informasjonen@imr.no

www.imr.no

