

Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

DTU Aqua-rapport nr. 392-2021



Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

Henrik Gislason, Ole Ritzau Eigaard, Grete E. Dinesen, Finn Larsen, Gildas Glemarec, Josefine Egekvist, Anna Rindorf, Morten Vinther, Marie Storr-Paulsen, Kirsten Birch Håkansson, François Bastardie, Hans Jakob Olesen, Ludvig Ahm Krag, Barry O'Neill, Jordan Feeekings, Jens Kjerulf Petersen og Jørgen Dalskov

DTU Aqua-rapport nr. 392-2021

Revideret december 2021

Rapporten er støttet af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Kolofon

Titel: Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

Forfattere: Henrik Gislason, Ole Ritzau Eigaard, Grete E. Dinesen, Finn Larsen, Gildas Glemarec, Josefine Egekvist, Anna Rindorf, Morten Vinther, Marie Storr-Paulsen, Kirsten Birch Håkansson, François Bastardie, Hans Jakob Olesen, Ludvig Ahm Krag, Barry O'Neill, Jordan Feekings, Jens Kjerulf Petersen og Jørgen Dalskov

DTU Aqua-rapport nr.: 392-2021

År: September 2021
Revideret december 2021

Reference: Gislason, H., Eigaard, O.R., Dinesen, G.E., Larsen, F., Glemarec, G., Egekvist, J., Rindorf, A., Vinther, M., Storr-Paulsen, M., Håkansson, K.B., Bastardie, F., Olesen, H.J., Krag, L.A., O'Neill, B., Feekings, J., Petersen, J.K., & Dalskov, J. (2021). Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 392-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 151 pp. + bilag

Forsidefoto: Trawlfiskeri. Foto: Øivind Berg.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-321-7

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Indhold

1.	Forord.....	4
2.	Indledning.....	5
3.	Økologisk bæredygtighed og fiskeriforvaltning	6
3.1.	Bæredygtighed og forsigtighed	6
3.2.	Maximum Sustainable Yield.....	6
3.3.	Fiskeriforvaltning – EU og nationale reguleringer	8
3.4.	Havstrategidirektivet og en økosystemtilgang til fiskeri	9
4.	Dansk fiskeri.....	12
4.1.	Generelt.....	12
4.2.	Landinger og indsats i fiskeriet.....	13
4.2.1.	Generelt.....	13
4.2.2.	Store og mellemstore logbogspligtige fiskefartøjer	14
4.2.3.	Små ikke-logbogspligtige fiskefartøjer	18
4.2.4.	Rekreativt fiskeri.....	21
4.3.	Redskaber og fiskeriindsats	23
4.3.1.	Redskaber, fiskeriudbredelse og fiskeriintensitet for de store og mellemstore fartøjer	24
4.3.2.	Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet for de små ikke-logbogspligtige fartøjer....	34
4.3.3.	Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet i det rekreative fiskeri.....	36
5.	Fiskeriernes miljøskånsomhed og bæredygtighed	38
5.1.	Generelt.....	38
5.2.	Energiforbrug og CO ₂ -produktion.....	38
5.3.	Mekanisk-fysisk påvirkning af havbunden	41
5.3.1.	Direkte påvirkning.....	41
5.3.2.	Langtidsændringer	46
5.4.	Tabte redskaber og andet fast affald fra fiskeriet.....	46
5.5.	Udsmid/discard af uønsket fangst.....	48
5.5.1.	Generelt.....	48
5.5.2.	Direkte påvirkning.....	53
5.5.3.	Langtidsændringer	54
5.6.	Fiskeribetinget dødelighed	55
5.6.1.	Fisk	55
5.6.2.	Havbundens dyr og planter	66
5.6.3.	Havfugle	74
5.6.4.	Havpattedyr	81
6.	Reduktion af fiskeriets miljøpåvirkning.....	86
6.1.	Nye skånsomme redskabstyper og innovation	86

6.1.1.	Reduktion af den fysiske bundpåvirkning	86
6.1.2.	Reduktion af bifangst af havfugle og havpattedyr	90
6.1.3.	Reduktion af udledningen af drivhusgasser	91
6.1.4.	Anvendelse af nye teknologier	92
6.2.	Oprettelse af lukkede områder	94
6.2.1.	Lukkede områder som forvaltningsredskab	94
6.2.2.	EU's fiskeripolitik	99
6.2.3.	Lukkede områder i kystzonen	101
6.2.4.	EU's direktiver	102
6.2.5.	Havplanen	105
6.3.	Økocertificering	106
6.3.1.	MSC	107
6.3.2.	NaturSkånsom	110
7.	Sammenfatning og konklusion	114
8.	Ordlister	122
9.	Litteratur	126
Bilag 1.	Estimeret udsnid i forskellige danske fiskerier i 2019	152

1. Forord

Denne rapport er udarbejdet af DTU Aqua og er en opdatering af en rapport med samme titel fra 2014. Rapporten giver en oversigt over den eksisterende viden om danske fiskeriers påvirkning af havmiljøet i danske farvande. Den indeholder desuden en kvalitativ vurdering af miljøskånsomheden af de vigtigste redskaber og, hvor det er muligt, en kvantificering af fiskeriets samlede miljøpåvirkning og bæredygtighed.

Siden den første rapport blev udgivet, er der kommet flere nye undersøgelser af fiskeriets miljøpåvirkning i danske farvande. Vi har nu kort over den fysiske påvirkning af havbunden og danske undersøgelser af bundtrawl og andre slæbte redskabers påvirkning af havbund og bundfauna. Vi har fået mere viden om det danske fiskeris betydning for sensitive fiskearter og nye undersøgelser af bifangst af havfugle og havpattedyr. Desuden har vi fået bedre tal for energiforbrug og påvirket bundareal for en række fiskerier. Det betyder, at vi nu bedre kan kvantificere påvirkningerne og miljøskånsomheden ved hjælp af analyser, der bygger på relevante lokale data. Men der er stadig store huller i vores viden. Hvor det ikke har været muligt at finde danske data eller undersøgelser, har vi inddraget viden fra andre lande.

I et nyt afsnit 6 præsenterer vi nogle af de forvaltningsredskaber, der kan mindske miljøpåvirkningen og gøre fiskeriet mere bæredygtigt. Her beskrives det blandt andet, hvordan ændringer i design og materialer kan gøre redskaberne mere miljøskånsomme, hvordan lukkede områder kan beskytte særligt sårbar havnatur, og hvordan økocertificeringsordninger for fisk og fiskeprodukter kan medvirke til at sikre miljøskånsomhed og bæredygtighed. For at gøre det lettere for læseren har vi desuden forklaret en række af rapportens tekniske og biologiske termer i en ordliste.

Vi håber, rapporten kan bidrage til en evidensbaseret debat om fiskeriets påvirkning af den danske havnatur.

Forord til revideret udgave.

I denne let reviderede udgave af rapporten har vi rettet stavfejl og sproglige uklarheder og tilføjet enkelte oplysninger som kunne forbedre læsbarheden. Desuden er der rettet fejl i tre af rapportens tabeller, som igen har ført til ændringer i den tilhørende tekst.

I tabel 5.2.1 og 7.1 måtte antallet af stjerner, som angav det relative energiforbrug for bomtrawl efter hesterejer, for bundtrawl efter sperling og for nedgarn, korrigeres på grund af enkelte ekstreme ikke valide værdier i datagrundlaget og fejl i udregningen af antallet af stjerner. Rettelsen reducerede det relative energiforbrug med én stjerne for hver af de tre fiskerier i tabel 5.2.1 og i tabel 7.1.

I tabel 5.6.1 havde der indsneget sig et par fejl, blandt andet i de danske landinger af dybvandsrejer i Skagerrak og Norske Rende. Da estimer af F/F_{MSY} baseret på størrelsesfordelinger eller biomassemodeller ikke kan sammenlignes direkte med estimer af F/F_{MSY} fra analytiske bestandsmodeller, er F/F_{MSY} desuden blevet ændret til enten mindre end eller lig én (" ≤ 1 ") eller større end én (" > 1 ") for bestande hvor F er angivet som "Proxy". Endelig har vi valgt at følge det Internationale Havforskningsråds med hensyn til definition af bæredygtig fiskeridødelighed (F_{PA}) i fiskeriforvaltningen og rådets nye rådgivning om klassificering af "god" og "ikke god" miljøtilstand i forbindelse med havstrategidirektivets deskriptor 3 for kommercielt udnyttede bestande (se ICES 2021f). Det har alt i alt ført til mindre justeringer af tabel 5.6.1, en ny tabel 5.6.2 og en større revision af den tilhørende tekst i afsnittet.

Tusind tak til alle der har bidraget med spørgsmål, kommentarer og forslag til ændringer.

2. Indledning

Fiskeriets miljøskånsomhed og økologiske bæredygtighed har fået øget opmærksomhed gennem de sidste 30 år i takt med den voksende miljøbevidsthed i samfundet. Det har afspejlet sig i EU's fælles fiskeripolitik, ført til oprettelse af Natura 2000-områder på havet og dannet baggrund for vedtagelsen af EU's Havstrategi- og Havplanlægningsdirektiver.

Fiskeriets miljøpåvirkning afhænger af, hvilke fiskeredskaber man anvender, hvor man bruger dem, og hvor intensivt man fisker. Fiskeri med bundsløbende redskaber påvirker f.eks. havbunden og bunddyrene, mens garnfiskeri kan give utilsigtede bifangster af havfugle, sæler og marsvin. Fiskeriets miljøpåvirkning er ofte størst i områder med sårbare organismer og høj fiskeriintensitet og kan manifestere sig som ændringer i havets økosystemer på både kort og langt sigt.

Miljøskånsomhed, miljøpåvirkning og økologisk bæredygtighed er tre begreber, der tilsammen kan bruges til at karakterisere fiskeriets og fiskeredskabernes påvirkning af havet, men de tre ord betyder ikke det samme. Begrebet "miljøskånsomhed" betegner den indflydelse, det enkelte redskab har på havmiljøet under brug. "Miljøpåvirkning" er udtryk for, hvor meget havmiljøet i et område bliver påvirket af den samlede brug af redskabet. Begrebet "bæredygtighed" bruges til at karakterisere de langsigtede konsekvenser af det pågældende fiskeri for havmiljøet og for produktionen af fisk. Miljøskånsomhed, miljøpåvirkning og bæredygtighed hænger sammen, men sammenhængen er kompliceret. Et fiskeri, der anvender et redskab, der ikke umiddelbart kan betegnes som miljøskånsomt, kan f.eks. sagtens være bæredygtigt, hvis intensiteten i fiskeriet er lav nok til, at den samlede miljøpåvirkning er ubetydelig. Og et fiskeri med en lille miljøpåvirkning er ikke nødvendigvis bæredygtigt, hvis de organismer, der bliver påvirket, har en livshistorie, som gør dem sårbare for selv en ganske lav fiskeripåvirkning.

Det er nemmest at kvantificere et redskabs miljøskånsomhed. Man kan lave undersøgelser, som viser, i hvor høj grad redskabet f.eks. forstyrrer havbunden og dræber eller beskadiger bundens dyr og planter, hvor stor en sandsynlighed der er for bifangster af bunddyr, fisk, havfugle og havpattedyr, og hvor hurtigt redskabet bliver nedbrudt og forsvinder, hvis det mistes. Der er som regel en direkte sammenhæng mellem årsag og virkning, en sammenhæng som kan observeres og kvantificeres. Men ofte er man interesseret i fiskeriets samlede miljøpåvirkning, og den kan man kun beregne hvis man kan kombinere viden om de forskellige redskabers miljøskånsomhed med oplysninger om, hvor og hvor meget de bruges, og hvor følsomme de organismer og habitater der påvirkes er. Man kan f.eks. opgøre den samlede fangst og bifangst og det samlede udsmid; hvor meget udsmid, der spises af havfugle; hvor stort et område, der årligt påvirkes af redskabet; hvor stor en andel af områdets bunddyr, fisk, havfugle og havpattedyr, der derfor beskadiges eller dræbes; og hvor meget affald, der i alt produceres i forbindelse med fiskeriet. Det vanskeligste er at afgøre, om et fiskeri er økologisk bæredygtigt. Fiskebestandenes størrelse og havets fødenet og økosystemer påvirkes jo ikke blot af fiskeri, men også af helt naturlige svingninger i vejr og vind samt af andre menneskelige påvirkninger såsom udledning af næringsstoffer og drivhusgasser, og mange effekter viser sig først på langt sigt. Det gør det vanskeligt at fastlægge sammenhængen mellem årsag og virkning. Det kan således være svært at vide, om en langsigtet ændring i havets økosystemer skyldes fiskeri, eller om ændringen har en helt anden årsag. Det er blandt andet derfor man ofte må nøjes med at bruge redskabernes miljøskånsomhed eller miljøpåvirkning som rettesnor, når man vil vurdere de forskellige fiskeriers økologiske bæredygtighed.

De fleste fiske- og skaldyrbestande i de havområder, hvor dansk fiskeri opererer, deler vi med andre EU-lande, UK og Norge. Det giver derfor ikke mening at beskrive dansk fiskeris miljøpåvirkning uden at se på påvirkningen fra andre landes fiskerier. I rapporten har vi fokuseret på dansk fiskeri, men da bestandene og økosystemerne responderer på den samlede fiskeripåvirkning, vil det ikke altid være hensigtsmæssigt (og i flere tilfælde umuligt) kun at beskrive effekten af dansk fiskeri. Hvor det er muligt og relevant, har vi derfor forsøgt at beskrive den samlede påvirkning.

3. Økologisk bæredygtighed og fiskeriforvaltning

Størstedelen af dansk fiskeri er underlagt EU's fælles fiskeripolitik, som indeholder regler og tiltag, der skal sikre bæredygtige og miljøskånsomme fiskerier, og som understøtter intentionen om at indføre en såkaldt "økosystemtilgang" til fiskeriforvaltning. Den fælles fiskeripolitik blev sidst revideret i 2013, hvor det blev fremhævet, at politikken skulle bygge på et forsigtighedsprincip og på anerkendelsen af, at fiskeri og andre menneskelige aktiviteter på havet påvirker alle dele af havets økosystemer.

I dette afsnit beskriver vi, hvordan man i forvaltningen definerer bæredygtigt fiskeri, hvilke forvaltningsmål man har sat sig, og hvordan man gennem forskellige forvaltningstiltag forsøger at fremme fiskeriernes miljøskånsomhed og økologiske bæredygtighed for at nå målene.

3.1. Bæredygtighed og forsigtighed

Det Internationale Havundersøgelsesråd (ICES) rådgiver EU-Kommissionen, de nationale regeringer og forskellige konventioner (f.eks. OSPAR og HELCOM) om bæredygtig udnyttelse af fiskebestandene og fiskeriernes påvirkning af havmiljøet. ICES' rådgivning bygger på en række konventioner og internationale aftaler, herunder FN's havretskonvention, FN's Rio Deklaration, FAO's retningslinjer for Bæredygtigt Fiskeri og for anvendelse af Forsigtighedsprincippet, FN's Biodiversitetskonvention, erklæringerne fra Verdenstopmødet om Bæredygtig Udvikling i Johannesburg 2002 og FN's verdensmål for bæredygtig udvikling fra 2015 hvor nr. 14 blandt de 17 overordnede mål er at "*bevare og sikre bæredygtig brug af verdens have og deres ressourcer*". Desuden rådgiver ICES om de retningslinjer, der er angivet i EU's Havstrategidirektiv i forbindelse med udvikling og implementering af en økosystemtilgang til fiskeriforvaltning (ICES 2019a, 2021e).

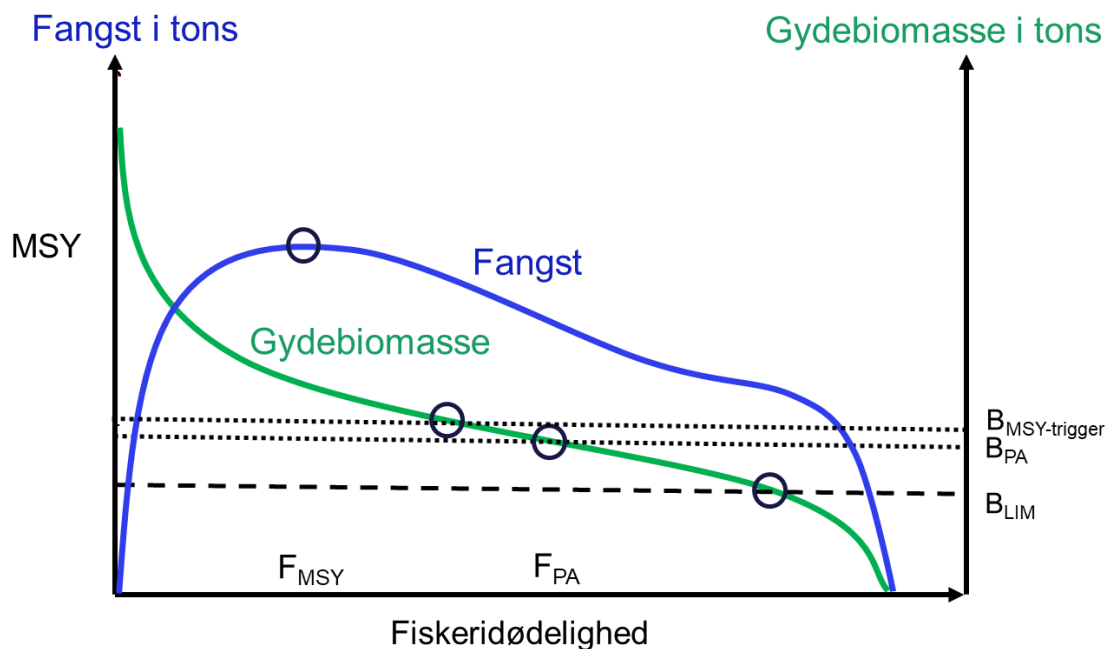
Et vigtigt element i principperne og konventionerne er behovet for en bæredygtig udvikling, defineret som en udvikling "*som opfylder de nuværende behov, uden at bringe fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov i fare*" (World Commission on Environment and Development 1987, også kendt som Brundtlandrapporten). Et andet vigtigt element er forsigtighedsprincippet, ifølge hvilket man skal være "*mere forsigtig når den eksisterende viden er usikker, upålidelig eller utilstrækkelig. Mangel på relevant videnskabelig information må ikke bruges som en grund til at udskyde eller undlade at iværksætte bevarings- eller forvaltningstiltag*" (UN 1992, 1995).

3.2. Maximum Sustainable Yield

På Verdenstopmødet om Bæredygtig Udvikling i Johannesburg 2002 vedtog man, at stater skulle "*bevare eller genopbygge fiskebestandene til de niveauer, der producerer Maximum Sustainable Yield*", hvor Maximum Sustainable Yield (MSY) betegner den maksimale mængde fisk, man i gennemsnit kan fange per år, hvis fiskeriet over en lang periode skal blive ved med at levere den størst mulige fangst. EU gjorde det i 2012 til en overordnet målsætning, at medlemsstaternes fiskerier skulle forvaltes, så bestandene og fiskerierne senest i 2015 ville være på et niveau, der svarede til MSY. Denne deadline blev dog siden udskudt til 2020 (EU 2020b).

For at rådgive forvaltningen om hvor stor fiskeriindsatsen på en given bestand skal være, hvis man skal have en gennemsnitlig årlig fangst der svarer til MSY, vurderer ICES hvert år både gydebiomassen (mængden af kønsmodne fisk i bestanden) og fiskeridødeligheden (andelen af den gennemsnitlige bestand der fanges om året). Som referencepunkter for fiskeridødeligheden bruger ICES både den fiskeridødelighed (F_{MSY}), der svarer til en gennemsnitlig årlig fangst på MSY, og den højeste fiskeridødelighed (F_{PA}) som kan betragtes som bæredygtig, når man tager usikkerheden i bestandsvurderingen i betragtning (ICES 2021g). Men fiskebestande fluktuerer af naturlige årsager fra år til år. De kan af helt tilfældige årsager eller på grund miljøændringer godt svinge så meget, at der i visse år alligevel kan opstå problemer, selv når fiskeridødeligheden er tæt på F_{MSY} og mindre end F_{PA} . Hvis f.eks. gydebiomassen falder for meget, vil bestanden ikke længere være i stand til at forplante sig

i et omfang, som kan erstatte de fisk der fanges, og fangst og bestand kan efterfølgende risikere at falde yderligere. ICES bruger derfor også den nedre grænse for de udsving i gydebiomassen, man under normale forhold ville forvente, hvis bestanden over lang tid blev udsat for en fiskeridødelighed på F_{MSY} , som en tærskelværdi ($B_{MSY\text{-trigger}}$) og reducerer kvoteanbefalingerne hvis gydebiomassen falder til under tærskelværdien. I tillæg holder man øje med om gydebestanden ryger helt ned under den grænse (B_{LIM}), hvor rekrutteringen (tilgangen af nye små individer) svigter og der er alvorlig risiko for bestandskollaps. Hvis fiskeridødeligheden ligger en del over F_{MSY} , eller hvis gydebiomassen falder under $B_{MSY\text{-trigger}}$ eller helt ned under B_{LIM} , vil ICES anbefale en kvotereduktion, som sikrer, at fiskeriindsatsen (og dermed fiskeridødeligheden) reduceres så bestanden og gydebiomassen igen kan komme op på et niveau der svarer til MSY. Endelig sammenligner ICES fiskeridødeligheden med den maksimale bæredygtige fiskeridødelighed, F_{PA} , som bestanden kan tåle og med B_{PA} , den gennemsnitlige gydebiomasse man ville forvente hvis man i lang tid fiskede med en fiskeridødelighed på F_{PA} . I beregningen af B_{PA} tages der, ligesom i beregningen af F_{PA} , samtidig højde for usikkerheden i vurderingen af den aktuelle bestandssituation, og dermed til forsigtighedsprincippet. Da beregningen af F_{MSY} i teorien godt kan resultere i en fiskeridødelighed som er større end F_{PA} (se Rindorf et al. 2017), og dermed en fiskeridødelighed som i princippet ikke er bæredygtig, har man vedtaget at F_{MSY} i så fald skal reduceres så den er lig F_{PA} . Ligeledes sættes $B_{MSY\text{-trigger}}$ op til B_{PA} hvis beregningen af $B_{MSY\text{-trigger}}$ giver en biomasse som er mindre B_{PA} . Hvis fiskeridødeligheden er under F_{PA} og gydebestanden er over B_{PA} , siger man at bestanden er inden for sikre biologiske grænser. For kortlivede arter, hvor den naturlige dødelighed er høj og variabel og bestandssituationen ofte afhænger meget af rekrutteringen det foregående år, anbefaler ICES en kvote som sikrer at gydebiomassen det efterfølgende år ligger over B_{PA} .



Figur 3.2.1 Fangst og gydebiomasse som funktion af fiskeridødeligheden sammen med forskellige referencepunkter for fiskeridødelighed og gydebebiomasse (F_{MSY} , $B_{MSY\text{-trigger}}$, F_{PA} , B_{PA} og B_{LIM}) i ICES rådgivning (ICES 2021g).

F_{MSY}, F_{PA}, B_{MSY}-trigger, B_{PA} og B_{LIM}, er de vigtigste referencepunkter for bæredygtigt fiskeri, når ICES rådgiver om kvoter, fiskeriindsats og fremtidige fangstmuligheder for de kommercielt udnyttede fiskebestande. Men de fem referencepunkter fortæller udelukkende noget om bæredygtigheden af fiskeriets påvirkning af hver enkelt fiskebestand, uafhængigt af hvad der sker med de andre fiskebestande og med de andre levende organismer som indgår i havets økosystemer. ICES forsøger derfor at udvide MSY-begrebet, så det tager hensyn til, at bestandene påvirker hinanden (f.eks. ved at torsk spiser sild). Det betyder, at rådgivningen for bestandene ikke kun afhænger af tilstanden for hver enkelt bestand isoleret set, men også af samspillet mellem bestandene – hvem, der spiser hvem, og hvor meget. ICES er samtidig i gang med at udvikle en økosystemtilgang til fiskeriforvaltning, hvor man inddrager hensynet til fiskeriets påvirkning af resten af økosystemet i fiskerirådgivningen.

3.3. Fiskeriforvaltning – EU og nationale reguleringer

Som medlem af EU er Danmark underlagt EU's fælles fiskeripolitik, som blandt andet er udmøntet i et regelsæt for forvaltning af Europas fiskeflåder og bevaring af fiskebestandene. Forvaltningen bygger på fiskekvoter og en lang række tekniske reguleringer af hvordan, hvor og hvornår der må fiskes. Der er blandt andet regler om redskabernes udformning, maskestørrelser og selektionsforbedringer, der kan reducere uønsket bifangst.

Det er ministerrådet der fastsætter den samlede kvote for hver bestand på baggrund af input fra EU-kommissionen. Kommissionen har sin egen Videnskabelige, Tekniske og Økonomiske Komité for Fiskeri, STECF, som på baggrund den biologiske rådgivning fra ICES løbende rådgiver kommissionen om den praktiske udformning af fiskeripolitikken og om dens biologiske, økonomiske, tekniske, miljømæssige og sociale aspekter. Komitéen udpeges af kommissionen og består af videnskabelige eksperter inden for områderne fiskeribiologi, havøkologi, redskabsteknologi og fiskerøkonomi.

Tildelingen af en fiskekvote er en forudsætning for at få lov til at fiske på en kvoteret bestand, og den samlede kvote for hver bestand fordeles mellem EU's medlemslande ud fra historiske fangster og rettigheder, eller, som det betegnes "*ud fra princippet om den relative stabilitet*", et princip som sikrer at et land altid vil have rådighed over en fast andel af den samlede årlige kvote for en given bestand.

EU's medlemsstater bestemmer selv hvordan deres nationale kvoteandele derefter skal fordeles mellem deres nationale fiskerier. Før 2003 var det danske fiskeri reguleret ved hjælp af rationer, hvor hver fisker fik ret til at fange en bestemt mængde fisk inden for en given tidsperiode (f.eks. en måned). I 2003 blev der indgået en aftale om individuelle overdragelige kvoteandele (IOK) i silde-, makrel- og visse dele af industrifiskeriet, og i 2007 blev der indført fartøjskvoteandele (FKA) i hovedparten af det demersale konsumfiskeri. De tildelte kvoteandele blev baseret på fartøjernes historiske fiskeri i en referenceperiode. Fartøjer, som ikke havde haft særlig store fangster i referenceperioden, fik ikke tildelt kvoteandele, men fisker i stedet på en mindre fællesmængde som typisk bliver opdelt i kvartalsrationer. Disse fartøjer kaldes mindre aktive fartøjer (MAF) og er ofte små. Den såkaldte Kystfiskerordning giver et kvotetillæg til mindre fartøjer (med en længde under 17 m), hvis der fiskes kystnært og hvis 80% af fartøjets fangstrejser varer under 48 timer, med et yderligere kvotetillæg til de fartøjer der fisker med miljøskånsomme redskaber (som f.eks. garn, flydetrawl, snurrevod, ruser, tejrer etc.). Endelig skal det nævnes at reguleringen af muslinge- og østersfiskeriet bygger på fartøjstilladelsesandele (FTA).

Efter indførelsen af IOK og FKA har fiskerne handlet kvoteandele med hinanden. Det har medført, at de tildelte kvoteandele med tiden er blevet samlet på langt færre fartøjer end før og har givet et mere rentabelt fiskeri for de fartøjer, der er tilbage. Reduktionen i antallet af både har samtidig resulteret i en tilsvarende nedgang i fiskeriintensiteten, så bestandene nu er tættere på at blive bæredygtigt udnyttet end førhen, også selvom f.eks. redskabsforbedringer og bedre udstyr hele tiden øger flådens effektivitet (Eigaard *et al.* 2014). Reduktionen har samtidig medført en nedgang i miljøpåvirkningen og brændstofforbruget, og har reduceret beskæftigelsen i fiskeriet, uden dog at have ført til øget arbejdsløshed i de berørte områder (Merayo *et al.* 2018).

3.4. Havstrategidirektivet og en økosystemtilgang til fiskeri

En økosystemtilgang til fiskeriforvaltning kan defineres på flere måder, men alle har det tilfælles, at fiskerierne skal udnytte de kommercielt interessante arter bæredygtigt og samtidig tage behørigt hensyn til en række faktorer: bifangstarter, bundpåvirkning, udsnid af fisk og fiskeindvolde, den biologiske mangfoldighed i havet og fiskeriets generelle påvirkning af de marine økosystemers struktur og funktion. I en økosystemtilgang til fiskeriforvaltning forsøger man at kombinere miljø- og fiskerimæssige målsætninger i en fælles forvaltningsplan. Det er endnu ikke konkretiseret, hvordan dette skal realiseres i den fælles fiskeripolitik, hvor der blot står, at man skal minimere fiskeriets negative effekter på havmiljøet. ICES definerer helt generelt en økosystembaseret tilgang som et forvaltningsregime, der bevarer sunde havøkosystemer og tillader hensigtsmæssig brug af havet til gavn for nuværende og fremtidige generationer.

EU's Havstrategidirektiv fra 2008 (EU 2008a) er mere eksplicit og har været et vigtigt skridt på vejen mod en konkret implementering af en økosystemtilgang til fiskeri- og havforvaltning i Europa (Jennings & Rice 2011, Wakefield 2018). I direktivet står der blandt andet, at *"Medlemsstaternes indsatsprogrammer og efterfølgende tiltag bør tage udgangspunkt i en økosystembaseret tilgang til forvaltningen af menneskelige aktiviteter og i principperne i traktatens artikel 174, især forsigtighedsprincippet"*.

For at definere, hvad der menes med god miljøtilstand i havet, bruger havstrategidirektivet 11 overordnede deskriptorer, hvor især fire er vigtige i relation til fiskeri:

- **Deskriptor 1:** Biodiversiteten er opretholdt. Kvaliteten og forekomsten af habitater samt udbredelsen og tætheden af arter svarer til de fremherskende fysiografiske, geografiske og klimatiske forhold.
- **Deskriptor 3:** Bestandene af alle fiske- og skaldyrarter, der udnyttes erhvervmæssigt, ligger inden for sikre biologiske grænser og udviser en alders- og størrelsesfordeling, der er betegnende for en sund bestand.
- **Deskriptor 4:** Alle elementer i havets fødenet, i den udstrækning de er kendt, er til stede og forekommer med normal tæthed og diversitet og på niveauer, som er i stand til at sikre en langvarig artstæthed og opretholdelse af arternes fulde reproduktionsevne.
- **Deskriptor 6:** Havbundens integritet er på et niveau, der sikrer, at økosystemernes struktur og funktioner bevares, og at især havbundens økosystemer ikke påvirkes negativt.

Hertil kommer **deskriptor 10**, som omhandler tilførsel af affald til havet, herunder tabte eller kasserede fiskeredskaber og andet affald fra fiskeriet.

Da havstrategidirektivet skulle implementeres, bad EU i første omgang medlemslandene om at udarbejde målbare nationale indikatorer for hver deskriptor, som de kunne bruge i deres nationale havområder. Dernæst bad man dem om så vidt muligt at lave indsatsplaner, der kunne sikre, at alle områder var i god miljøtilstand inden 2020. I 2012 udarbejdede det daværende danske miljøministerium derfor basisanalyser af miljøtilstanden og beskrivelser af god miljøtilstand og miljømål med tilhørende indikatorer for de danske havområder. De danske miljømål og indikatorer blev efterfølgende vurderet af EU-Kommissionen, som konkluderede, at de på en række områder ikke levede op til havstrategidirektivets krav og anvisninger (EU 2014). Samtidig var det klart, at medlemsstaternes mål og indikatorer generelt set var meget forskellige. For at fremme en koordineret tilgang vedtog kommissionen derfor i 2017 et sæt fælles retningslinjer og standarder for vurderingen af havmiljøet (EU 2017). I retningslinjerne blev der blandt andet stillet krav om, at landene skulle samarbejde om at fastsætte regionale tærskelværdier for indikatorerne, og i et bilag til EU (2017) angav kommissionen en række fælles kriterier for beskrivelse af god miljøtilstand i havet.

I relation til **deskriptor 1**, biodiversitet, fastlægger EU (2017) således, at medlemsstaterne for hver region eller subregion, skal lave en liste over de arter af fugle, pattedyr, krybdyr, fisk og blæksprutter, som ikke udnyttes erhvervsmæssigt, men som trues af utilsigtet bifangst. Desuden skal fem kriterier være opfyldt for arterne:

- At artens dødelighed som følge af utilsigtet bifangst skal være under de niveauer, der truer arten, således at artens langsigtede overlevelse sikres.
- At en arts populationstæthed ikke påvirkes negativt af menneskeskabte belastninger, så artens overlevelse på langt sigt er sikret.
- At en arts demografiske kendetegn (f.eks. kropsstørrelse eller alderssammensætning, kønsfordeling, reproduktionsrater og overlevelseshastigheder) angiver en sund population, som ikke er negativt påvirket af menneskeskabte belastninger.
- At en arts udbredelsesområde og evt. udbredelsesmønster er i overensstemmelse med de fremherskende fysiografiske, geografiske og klimatiske betingelser.
- At en arts habitat har den nødvendige udstrækning og tilstand til at understøtte de forskellige faser i dens livscyklus.

For **deskriptor 3**, tilstanden for de fiske- og skaldyrsbestande, som udnyttes erhvervsmæssigt, nævnes tre kriterier:

- At deres fiskeridødelighed skal ligge på eller under det niveau, hvor bestandene producerer det maksimale bæredygtige udbytte, F_{MSY} .
- At deres gydebiomasse skal være over det niveau, $SSB_{MSY-trigger}$, som kan producere det maksimale bæredygtige udbytte.
- At deres alders- og størrelsesfordeling er betegnende for sunde populationer med en høj andel af gamle/store individer og med begrænsede negative ændringer af deres genetiske diversitet.

For de kommercielt vigtige fiskebestande er definitionen af økologisk bæredygtigt fiskeri i havstrategidirektivet således lidt anderledes end i EU's fælles fiskeripolitik. Hvor F_{MSY} i den fælles fiskeripolitik opfattes som et mål for en bæredygtig fiskeridødelighed, betragtes F_{MSY} i havstrategien som en øvre grænseværdi for fiskeridødeligheden, som ikke må overskrides, hvis fiskeriet skal være bæredygtigt. Da en del af variationen i F og gydebiomasse fra år til år skyldes usikkerhed i datagrundlaget er det imidlertid vanskeligt at bruge data fra et enkelt år til at vurdere, om et fiskeri reelt er bæredygtigt. Ifølge havstrategidirektivet skal den økologiske status af et givet havområde vurderes hvert 6. år, og ICES har derfor anbefalet, at man i havstrategisammenhæng skal sammenligne den gennemsnitlige F over en 6-årig periode med bestandens F_{MSY} (ICES 2021f).

For **deskriptor 4**, fødenettet, angives det, at menneskelige belastninger ikke må påvirke artssammensætningen, balancen mellem fødenettets komponenter, størrelsesfordelingen af individer i fødenettet og fødenettets produktivitet negativt.

For **deskriptor 6**, som omhandler havbunden, er der især der tre kriterier, som er relevante for fiskeri med bundsløbende redskaber såsom trawl: Arealet af den havbund, der ødelægges permanent, arealet der forstyrres fysisk, og arealet af hver af de habitattyper, der påvirkes negativt af fysisk forstyrrelse, f.eks. gennem ændring af artssammensætningen, arternes størrelsessammensætning eller arternes relative tæthed, herunder fravær af særligt sensitive eller sårbare arter.

Som det måske fremgår, er der kun nævnt specifikke tærskelværdier for kriterierne fiskeridødelighed og gydebiomasse i deskriptor 3. For resten af kriterierne er det ifølge EU (2017) medlemsstaterne selv, der gennem regionalt samarbejde skal fastlægge tærskelværdier, så man ved, hvornår den ønskede gode miljøtilstand er opnået. Det er man så småt begyndt på at gøre (se f.eks. Palialexis *et al.* 2021). Havstrategidirektivet og de supplerende retningslinjer og standarder fra 2017 er endvidere blevet

implementeret i den danske havstrategilov (LBK nr. 1161 af 25/11/2019), som pålægger miljø- og fødevarerministeren at udarbejde en havstrategi for danske havområder for at:

- beskytte, bevare og forebygge forringelse af havmiljøet og, hvor det er muligt, genoprette marine økosystemer i områder, hvor de er blevet negativt påvirket,
- forebygge og reducere tilførsler til havmiljøet med henblik på gradvis at udfase forureningen og sikre, at der ikke er nogen væsentlige virkninger på eller risici for havets biodiversitet, de marine økosystemer eller menneskers sundhed eller retmæssige anvendelse af havet,
- sikre de marine økosystemers evne til at håndtere forandringer og
- sikre, at det samlede pres fra menneskelige aktiviteter er foreneligt med opnåelse af god miljøtilstand.

Loven og EU-direktiverne har dannet baggrund for Danmarks Havstrategi II. Havstrategi II skal dække perioden 2018-2024. Den kommer til at bestå af tre dele: En analyse af den aktuelle tilstand med fastsættelse af miljømål og indikatorer, et overvågningsprogram samt et indsatsprogram, som beskriver den indsats, der skal til for at opnå eller opretholde en god miljøtilstand. I skrivende stund er analysen af den aktuelle tilstand og overvågningsprogrammet færdige og kan downloades fra Miljøstyrelsens hjemmeside (MFVM 2019 & 2020). Analysen af den aktuelle tilstand indeholder blandt andet en grundig gennemgang af hele det komplekse af konventioner, love og forordninger, som Danmark internationalt har forpligtiget til at tage hensyn til i de danske havområder. Den beskriver desuden havmiljøets tilstand i havområderne i relation til de 11 overordnede deskriptorer og de i alt 42 kriterier, som konkretiserer, hvad der skal forstås ved en god miljøtilstand. Analysen konkluderer, at fiskeri er den tredjestørste af de menneskeskabte påvirkninger af havmiljøet i de danske dele af Nordsøen og Skagerrak, men kun udgør den sjette største påvirkning i Kattegat og Østersøen. Konklusionen bygger på en simpel beregning af det geografiske overlap mellem 47 økosystemkomponenter og 28 menneskeskabte påvirkninger (som f.eks. udledning af næringsstoffer, fiskeri, skibsfart osv.), og viser derfor først og fremmest, hvor der kan være problemer, men ikke i hvilket omfang der faktisk er det. Rapportens konklusioner om fiskeriets påvirkning skal derfor tages med et gran salt.

Havstrategidirektivet henviser samtidig til nogle af de virkemidler, som medlemsstaterne kan bruge for at opnå og sikre en god miljøtilstand. Det nævner f.eks., at man kan oprette beskyttede havområder (par. 21), herunder indføre *"totalforbud mod fiskeri i visse områder med det formål at opretholde eller genoprette økosystemernes integritet, struktur og funktion samt i relevant omfang at bevare bl.a. gydeområder, ynglepladser og fourageringsområder"* (par. 39) (EU 2008a). Man arbejder f.eks. p.t. på at oprette beskyttede havstrategiområder i Kattegat for at begrænse bundtrawlfiskeriets påvirkning af havbunden, og man har lukket særligt følsomme områder såsom boblerev for fiskeri med trawl og andre bundslæbende redskaber (se afsnit 6.2). Ifølge Havplanloven og forslaget til en dansk havplan, som pt. er i høring, skal der oprettes yderligere strengt beskyttede havstrategiområder i Nordsøen og i Østersøen omkring Bornholm, så i alt lidt over 4 % af det danske havområde vil være lukket for fiskeri.

Samtidig arbejdes der på at gøre fiskerierne mere miljøskånsomme ved at modificere redskaberne, så bifangst, bundkontakt og CO₂-udslip kan begrænses så meget som muligt (se afsnit 6.1).

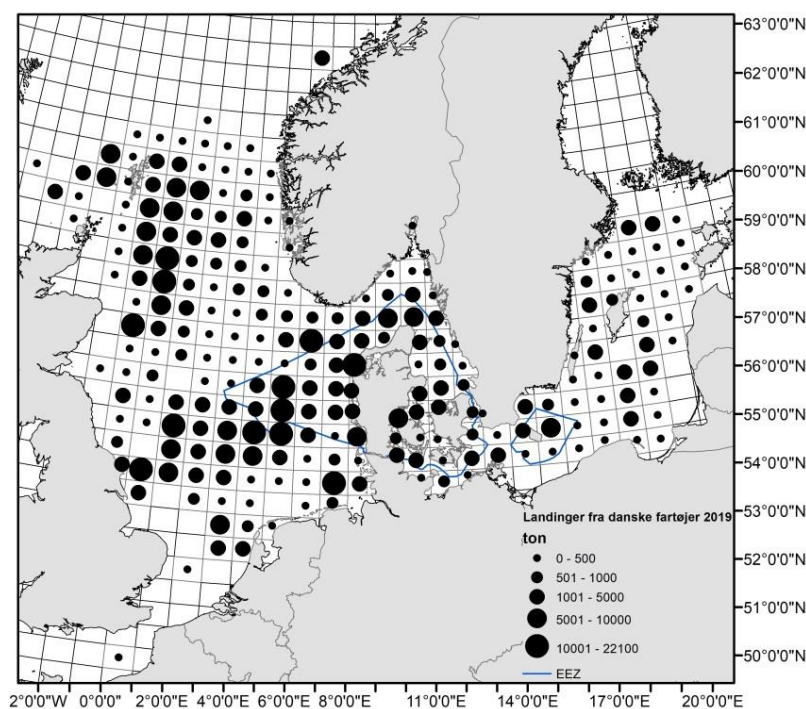
Endelig har store dele af det danske fiskeri ladet sig miljøcertificere af Marine Stewardship Council (MSC). MSC bruger et fast regelsæt til at vurdere fiskeriers økologiske bæredygtighed og fiskeriforvaltningens troværdighed. Hvis et fiskeri bliver vurderet som bæredygtigt og troværdigt forvaltet, får det ret til at bruge MSC's logo på de færdige fiskeprodukter. Fødevarerministeriet har ligeledes lavet et mærke, "NaturSkånsom", til fisk der er fanget kystnært af både under 17 m som fisker med redskaber som f.eks. garn, flydetrawl, snurrevod, ruser, tejner etc., der defineres som skånsomme, fordi de ikke forstyrrer havbunden i samme grad som bundtrawl. Mærket skal give forbrugerne mulighed for at vælge fisk fra fiskerier med en god miljøprofil og samtidig bidrage til vækst og udvikling i fiskeriet fra de mindre havne og de små landingspladser. Mærket blev lanceret i slutningen af oktober 2020. Miljømærkningsordningerne omtales nærmere i afsnit 6.3.

4. Dansk fiskeri

4.1. Generelt

Det danske erhvervsfiskeri foregår primært i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Østersøen, men der er også danske fiskere, der fisker efter sild i Norskehavet, efter hestemakrel i den vestlige del af den Engelske Kanal, efter dybvandsrejer ved Grønland og efter blåhvilling og havgalt i farvandet vest for Irland. I denne rapport er det danske erhvervsfiskeri defineret som alle fiskeriaktiviteter med fartøjer, der optræder i Fiskeristyrelsens afregningsregister for landinger af fisk og skaldyr.

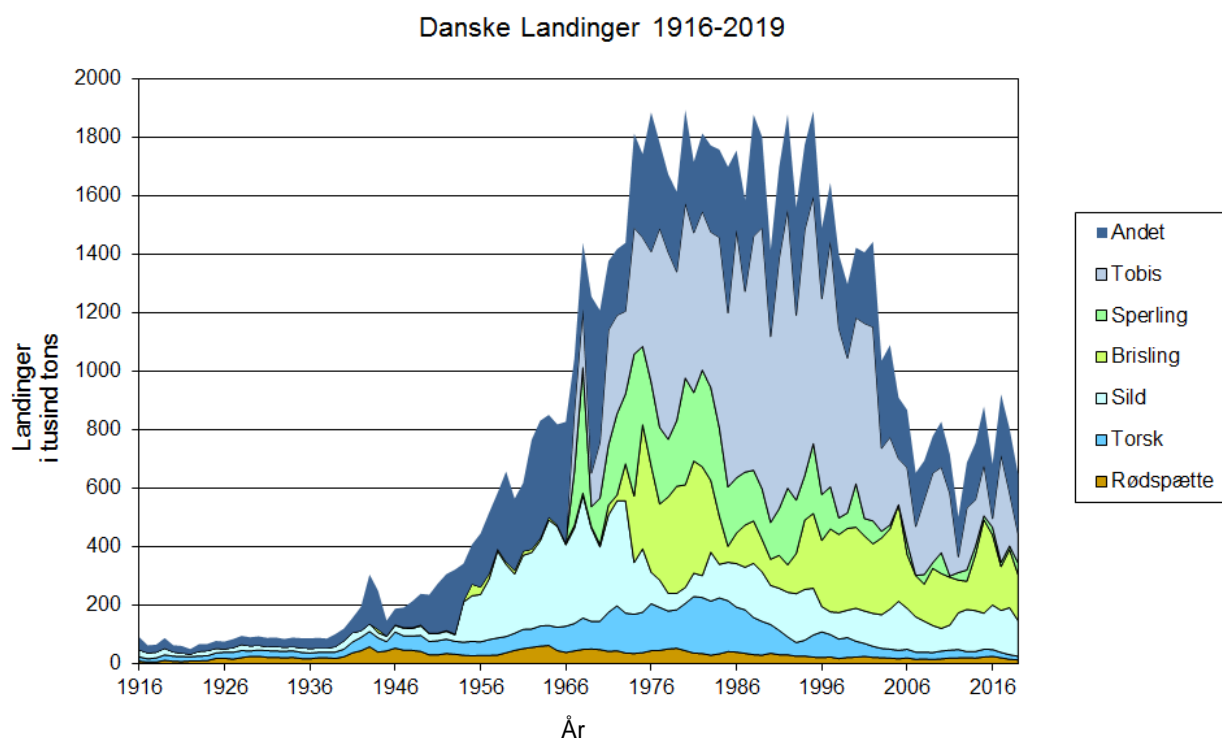
Udbredelsen af det danske erhvervsfiskeri i de primære farvandsområder fremgår af figur 4.1.1, som viser den geografiske fordeling af fangsterne (landingerne) af fisk og skaldyr i 2019 i tons per ICES-kvadrat (30*30 sømil) fra fiskefartøjer med logbogspligt. Fartøjer lig med eller større end 10 m – i Østersøen 8 m – har pligt til at føre logbog over fangster og fiskepladser. Totalt, dvs. fra både primære og sekundære fangstområder, blev der af fartøjer med logbogspligt i 2019 landet 635.625 tons. Cirklernes størrelse i figur 4.1.1 afspejler den relative landingsmængde i vægt per kvadrat. Læg mærke til, at landingerne omfatter både fisk og skaldyr. De ret store landinger fra den vestlige del af Limfjorden og i Lillebælt udgøres således i høj grad af blåmuslinger. Ud over landinger fra det logbogspligtige danske fiskeri blev der i 2019 afregnet 3.020 tons fisk og skaldyr, som blev fanget af små fartøjer uden logbogspligt. Den totale danske landingsmængde i 2019 var således på 638.645 tons.



Figur 4.1.1. Fordeling af landinger af fisk og skaldyr i ton per ICES-kvadrat i 2019 for logbogspligtige fartøjer (data fra Fiskeristyrelsen).

Dansk fiskeri har en lang historie, men udviklede sig især kraftigt efter 2. verdenskrig, hvor der startede et nyt industrifiskeri til fremstilling af fiskemel og olie. Industrifiskeriet fangede først sild, men blev sidenhen rettet mod de såkaldte industriarter (brisling, sperling og tobis) (figur 4.1.2). Samtidig steg torskefiskeriet, og dansk fiskeri havde fra 1978 til 1997 en gylden periode, hvor der årligt blev landet mellem 1,4 og 1,9 millioner tons fisk og skaldyr. I de senere år er det dog gået kraftigt tilbage især for tobis- og torskefiskeriet. Det skyldes først og fremmest, at bestandene er faldet. Årsagen til tobisbestandens tilbagegang kendes ikke med sikkerhed, men for torskebestandenes vedkommende er årsagen til tilbagegangen hovedsagelig, at der har været fisket for hårdt.

I de senere år har fiskeriforvaltningen og fiskeriets struktur samtidig ændret sig grundlæggende. Der er kommet stadig mere kontrol af fiskeriet, bådene er blevet større, kvoterne er blevet fordelt til fiskerne som omsættelige kvoteandele, og det har sammen med ophugningsstøtte reduceret antallet af fartøjer.



Figur 4.1.2. Totale mængder af fisk og skaldyr landet i danske havne af danske fiskere 1916–2019.

Ud over det kommercielle fiskeri er der i Danmark et stort rekreativt fiskeri. I 2019 var der ca. 28.000 personer, der løste fritidsfiskertegn til at fiske med garn/ruse, og ca. 137.000, der løste et lystfiskertegn til at fiske med stang. Herudover blev der løst ca. 32.000 dagstegn og 23.000 ugetegn (Fiskeristyrelsen 2020). Fritidsfiskertegnet gælder også for fiskeri med stang, og sammenlagt vurderes det, at der hvert år i gennemsnit er lidt under 200.000 lystfiskere, som har løst fisketegn og fisker med stang (Olesen & Storr-Paulsen 2015). Hertil kommer at pensionister og unge under 18 år ikke behøver at købe et lystfiskertegn for at fiske. Ældre undersøgelser viser, at 50-75 % af alle, der fiskede med stang, fiskede i havet (Bohn & Roth 1997; Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri 2010).

4.2. Landinger og indsats i fiskeriet

4.2.1. Generelt

Det danske fiskeri kan opdeles efter forskellige redskaber og målarter, og EU har udviklet standarder for gruppering af fiskerier ud fra de officielle logbøger. Disse standarder (de såkaldte DCF metiers) har vi brugt som udgangspunkt for at opdele erhvervsfiskeriet i redskabsgrupper. Vi har samtidig opdelt det samlede fiskeri i tre overordnede grupper:

- Store og mellemstore logbogspligtige erhvervsaktive fiskefartøjer (fartøjer ≥ 10 m, for Østersøen ≥ 8 m), som kan opdeles i yderligere to undergrupper: fartøjer < 17 m, som kan tilmelde sig kystfiskerordningen, og fartøjer, som er 17 m eller større, og som ikke har denne mulighed.
- Små ikke-logbogspligtige erhvervsaktive fiskefartøjer (fartøjer < 10 m, for Østersøen < 8 m) med pligt til at afgive farvandserklæring, og hvor det derfor kun er muligt at henføre indsatsen og fangsten til et større forvaltningsområde, såsom Kattegat, Skagerrak, vestlige Østersø, etc.
- Rekreativt fiskeri med stang eller passive redskaber (nedgarn eller ruser)

4.2.2. Store og mellemstore logbogspligtige fiskefartøjer

De erhvervsaktive logbogspligtige fiskefartøjer landede i 2019 i alt 635.625 tons fisk og skaldyr til en værdi af næsten 3,2 milliarder kroner og brugte 70.821 indsatsdage (tabel 4.2.1 og 4.2.2, figur 4.2.1, 4.2.2 og 4.2.3). På tværs af de forskellige redskabstyper og fartøjsstørrelser var de økonomisk vigtigste arter sild, brisling og makrel samt jomfruhummer, torsk og rødspætte.

De store logbogspligtige fartøjer >17 m fiskede hovedsagelig med aktive redskaber (tabel 4.2.1). De største fartøjer fiskede typisk med pelagisk trawl efter sild, brisling og makrel eller med bundtrawl. Hvis man sammenligner tabel 4.2.1 og 4.2.2 kan man se at de store fartøjer stod for 57 % af indsatsen, 89 % af landingerne og 79 % af værdien blandt de logbogspligtige fartøjer som fiskede med bundtrawl. Blandt de logbogspligtige fartøjer, der fiskede med skotsk vod, stod de store for 92 % af indsatsen, 99 % af landingerne og næsten 100 % af værdien.

Som det fremgår af tabel 4.2.2, fisker mange af de mellemstore fartøjer med passive redskaber eller med skraber, men der er også en del, der deltager i bundtrawls- og snurrevodsfiskeri. I fiskeriet med nedgarn stod de for 80% af indsatsdagene, 54% af landingerne og 34% af værdien, og i fiskeriet med skraber for 97 % af indsatsdagene, landingerne og værdien. I snurrevodsfiskeriet stod de for 41 % af indsatsen, 30 % af landingerne og 29 % af værdien.

I tabellerne har vi også angivet de typiske dybdegrænser og bundtyper inden for hvilke de forskellige fiskerier foregår. Disse oplysninger er relevante når man skal vurdere fiskeriernes miljøpåvirkning.

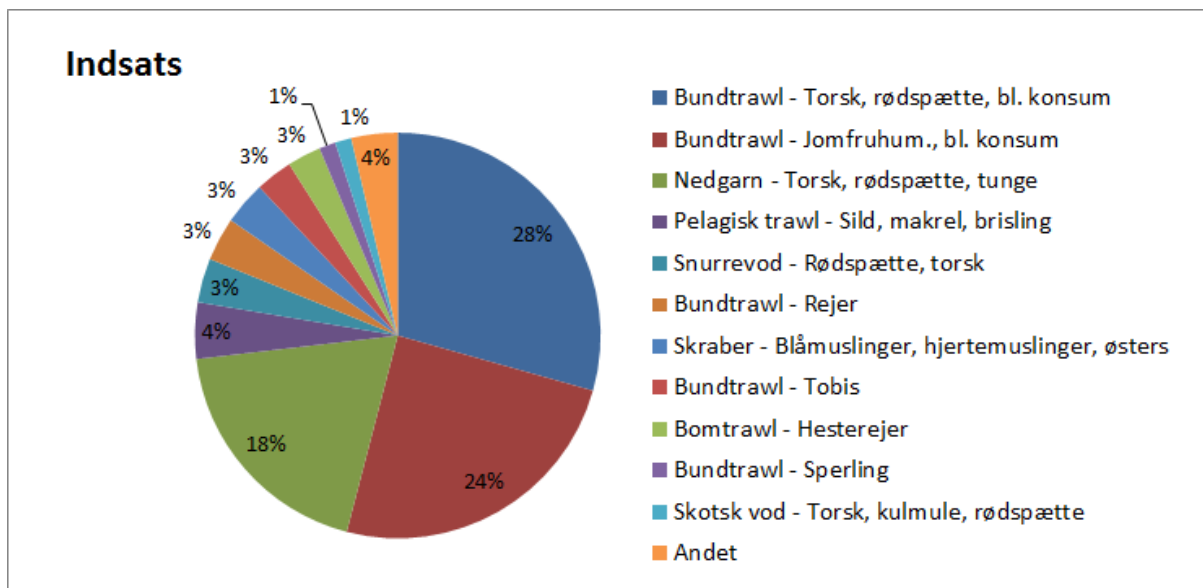
Tabel 4.2.1. Indsatsdage, landinger og landingsværdi for de store logbogspligtige danske fiskerfartøjer (>17 m) i 2019, opdelt på redskabstyper og primære målarstgrupper og med angivelse af typiske dybdegrænser og bundtyper for de enkelte fiskerier.

Redskaber		Primære målarstgrupper	Dybde (m)	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (tons)	Værdi (mio.kr.)
Aktive	Skraber	Blåmusling, hjertemusling, østers	< 10	Blandet	63	1.552	2
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	1.654	1.319	28
		Rødspætte	> 10	Sand	315	654	15
	Bundtrawl	Jomfruhummer og blandet konsum	> 20	Mudder/sand	7.319	4.157	156
		Rejer*	> 50	Mudder	2.430	6.610	235
		Sperling	> 50	Mudder/sand	696	26.815	53
		Torsk, rødspætte, blandet konsum	> 20	Blandet	12.525	22.336	474
		Tobis	> 20	Sand	1.861	93.550	181
		Brisling	> 20	Blandet	212	28.813	58
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	848	3.022	65
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	1.470	2.539	49
	Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet	2.604	341.130	1.190
	Not	Makrel	> 20	Blandet	4	567	7
	Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	Blandet	2.678	3.173
Bundgarn		Ål, hornfisk	< 10	Blandet	0	0	0
Ruser		Ål	< 10	Blandet	0	0	0
Tejner		Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	Hård	7	2	1
Bundsatte langliner		Torsk	> 20	Hård	0	0	0
Drivende langliner		Laks	> 20	Blandet	0	0	0
Hånd og Stangliner		Torsk	> 10	Blandet	0	0	0
Ikke oplyst	Ikke oplyst	Ikke oplyst			0	0	0
Total					34.686	536.239	2.596

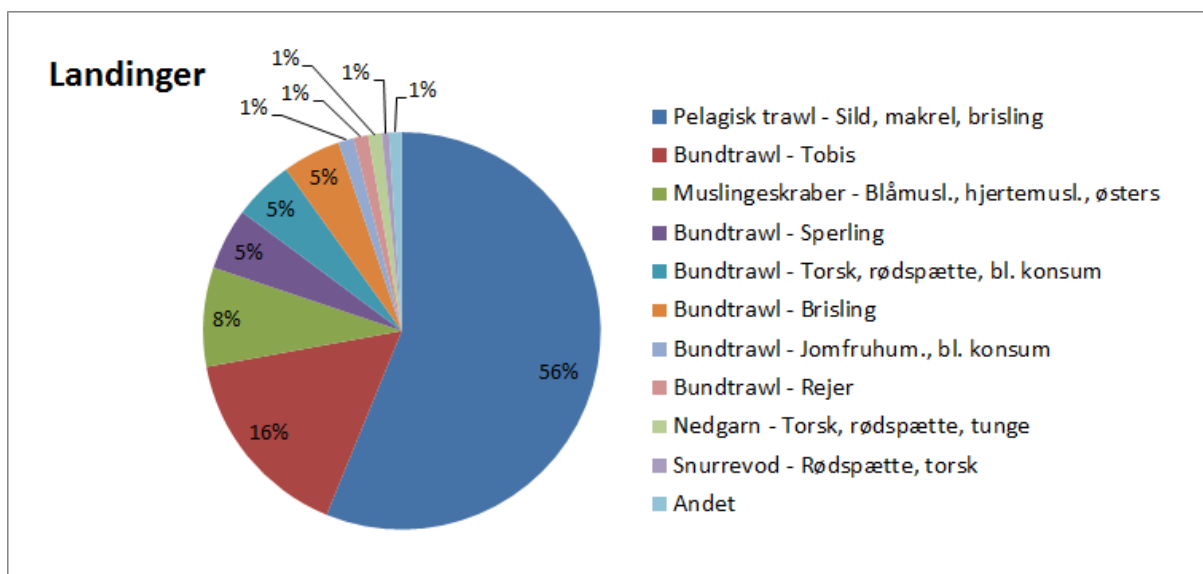
* En væsentlig del af bundtrawlfiskeriet efter dybvandsrejer (308 indsatsdage, 4.090 tons, 121 mio. kr.) er i 2019 foregået ved Grønland uden for de primære fangstområder for dansk fiskeri (figur 4.1.1).

Tabel 4.2.2. Indsatsdage, landinger og landingsværdi for de mellemstore logbogspligtige danske fartøjer (<17 m & ≥ 10 (8) m) i 2019, opdelt på redskabstyper og primære målartsgrupper og med angivelse af typiske dybdegrænser og bundtyper for de enkelte fiskerier.

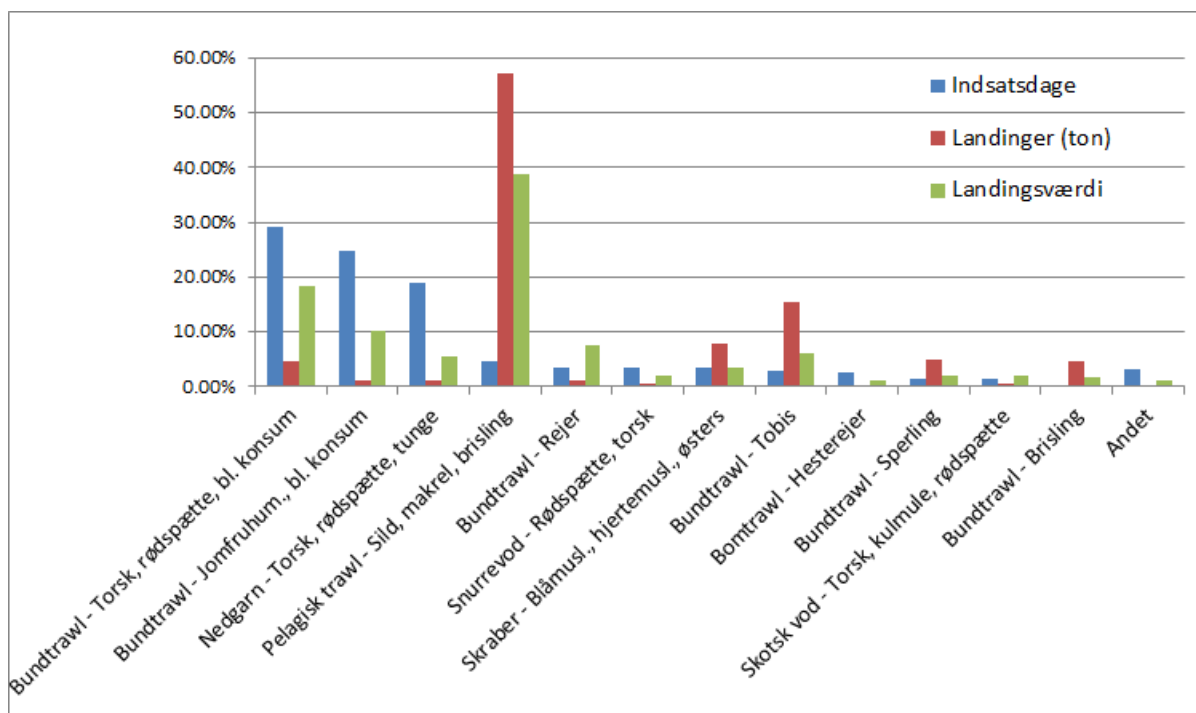
Redskaber		Primære målartsgrupper	Dybde (m)	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (tons)	Værdi (mio.kr.)
Aktive	Skraber	Blåmusling, hjertemusling, østers	< 10	Blandet	2.365	48.274	105
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	250	179	4
		Rødspætte	> 10	Sand	0	0	0
	Bundtrawl	Jomfruhummer og blandet konsum	> 20	Mudder/sand	10.157	3.692	167
		Rejer	> 50	Mudder	82	846	2
		Sperling	> 50	Mudder/sand	231	5.215	10
		Torsk, rødspætte, blandet konsum	> 20	Blandet	8.231	8.153	115
		Tobis	> 20	Sand	231	5.215	10
		Brisling	> 20	Blandet	56	374	1
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	72	21	0,3
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	1.021	1.091	20
	Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet	598	22.037	49
	Not	Makrel	> 20	Blandet	0	0	0
Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	Blandet	10.827	3.665	89
	Bundgarn	Ål, hornfisk	< 10	Blandet	678	147	5
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	410	101	1
	Tejner	Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	Hård	208	89	1
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	308	182	5
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet	177	18	1
	Hånd og Stangliner	Torsk	> 10	Blandet	16	3	0,1
Ikke oplyst	Ikke oplyst	Ikke oplyst		217	84	1	
Total					36.135	99.386	586



Figur 4.2.1. Samlet indsats, målt som dage til søs, for de store og mellemstore fartøjer i 2019, opdelt på redskaber og primære målarter. Grupper, der hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.



Figur 4.2.2. Samlede landinger for de store og mellemstore fartøjer i 2019, opdelt på redskabstyper og primære målarter. Grupper, der hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.



Figur 4.2.3. Indsats (dage til søs), landinger og tilsvarende værdi for de store og mellemstore logbogspligtige fartøjer i 2019, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper. Grupper, hvor alle tre mål hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.

4.2.3. Små ikke-logbogspligtige fiskefartøjer

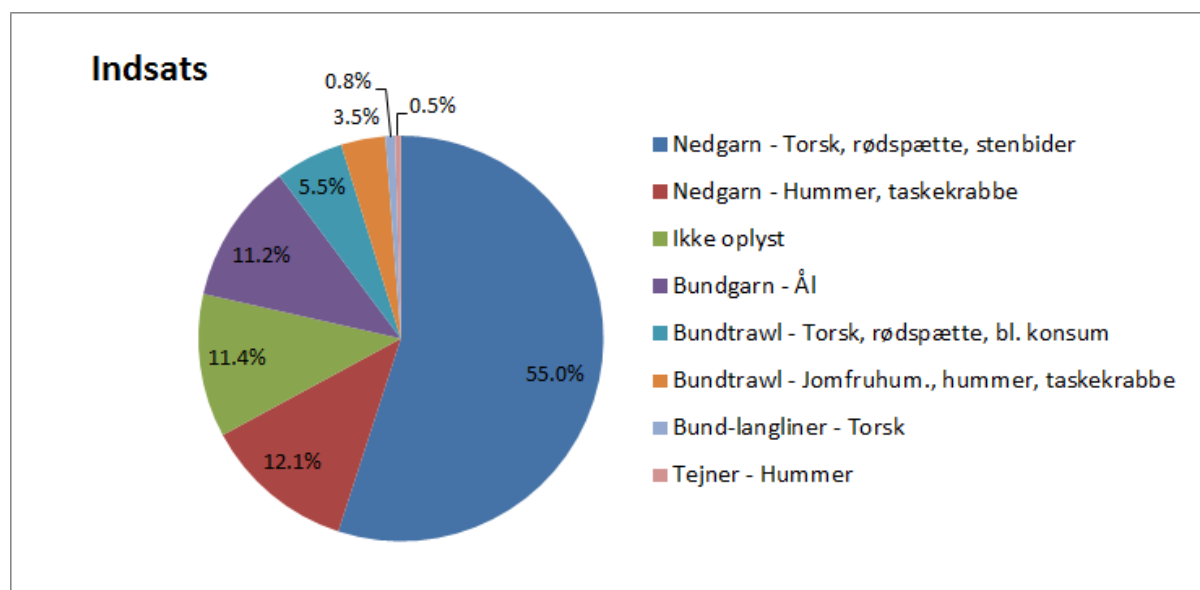
De små ikke-logbogspligtige erhvervsfiskefartøjer (fartøjer < 10 m, for Østersøen < 8 m) landede samlet 3.020 tons fisk og skaldyr til en værdi af ca. 90 millioner kroner i 2019 og brugte 20.738 indsatsdage (tabel 4.2.3, figur 4.2.4, 4.2.5 og 4.2.6). Mere end halvdelen af indsatsdagene, landingerne og værdiskabelsen stammede fra nedgarnsfiskeriet. På tværs af redskabstyper var de økonomisk vigtigste arter rødspætter, torsk og stenbider, efterfulgt af ål. Ligesom i tabel 4.2.1 og 4.2.2 har vi også i tabel 4.2.3 angivet de typiske dybdegrænser og bundtyper for de forskellige fiskerier.

Den samlede indsats for de små erhvervsfartøjer svarer til ca. 23 % af indsatsdagene, 0,5 % af landingerne og 2,8 % af landingsværdien i det samlede erhvervsfiskeri. Når de små fartøjer fisker markant flere dage per landet ton, skyldes det primært, at de fisker med mindre maskinkraft og redskaber og derfor har lavere fangstevne per fiskedag. Det kan også skyldes, at de ikke er sødygtige nok eller har tilstrækkelig lastekapacitet til at fiske i mere åbne havområder efter stimedannende fisk som tobis, sild og makrel.

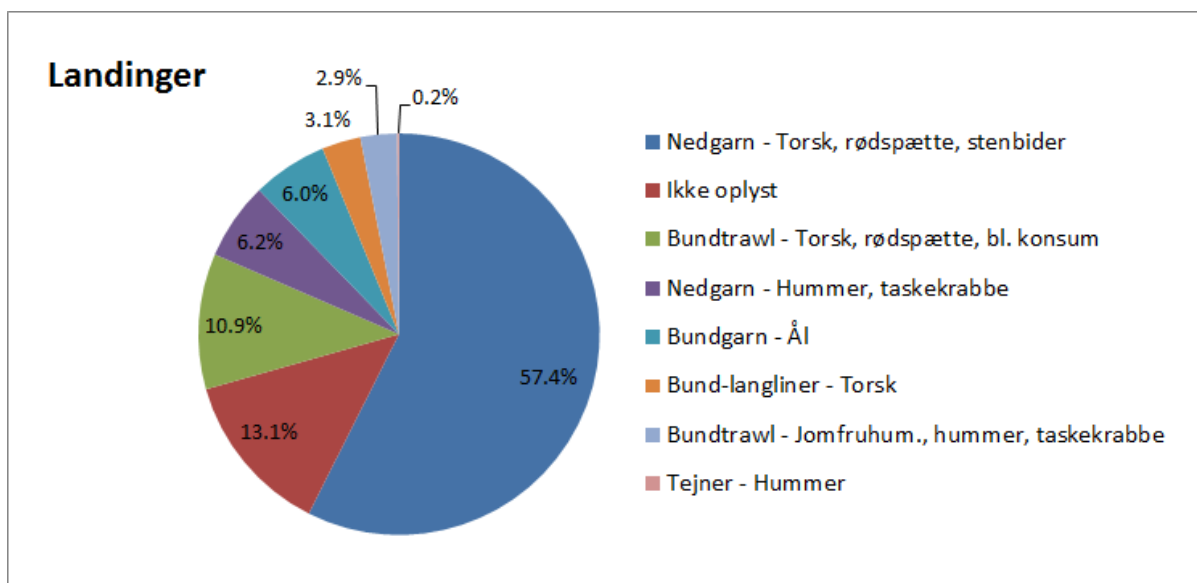
Tabel 4.2.3. Indsats, landinger og landingsværdi for de små ikke-logbogspligtige fartøjer i 2019, opdelt på redskabstyper og primære målartsgrupper og med angivelse af typiske dybdegrænser og bundtyper for de enkelte fiskerier.

Redskaber	Primære målartsgrupper	Dybde (m)	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (tons)	Værdi (mio.kr.)	
Aktive	Bundtrawl	Jomfruummer	> 20	Mudder/sand	736	89	5
		Torsk, rødspætte, blandet konsum	> 10	Blandet	1.131	330	7
Passive	Nedgarn	Hummer, taskekrabbe, fjordreje*	> 10	Blandet	2.510	188	10
		Torsk, rødspætte, stenbider	> 10	Blandet	11.406	1.734	47
	Bundgarn	Ål	< 10	Blandet	2.331	183	11
	Tejner	Hummer	> 10	Hård	94	5	0
	Bundlangliner	Torsk	> 10	Hård	159	94	2
Ikke oplyst	Ikke oplyst	Ikke oplyst		2.371	397	8	
Total				20.738	3.020	90	

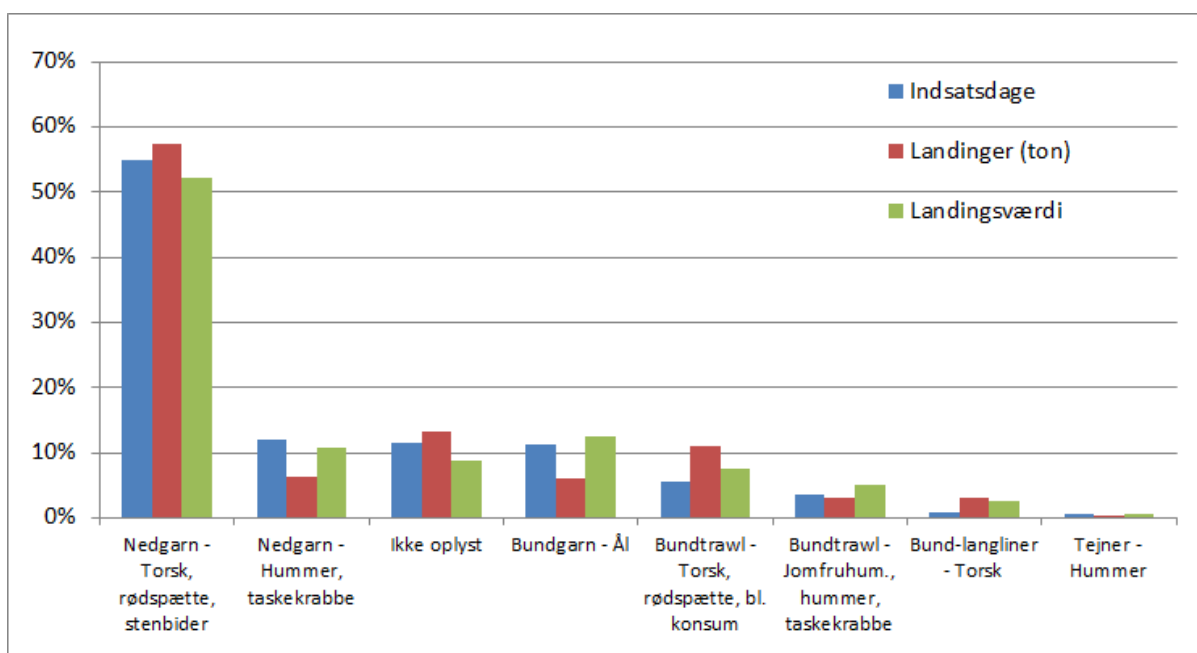
* Formentlig er ruser fejlagtigt blevet indrapporteret som nedgarn i de udfyldte farvandserklæringer



Figur 4.2.4. Indsats, målt som fiskedage, for de små erhvervsfartøjer i 2019, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper.



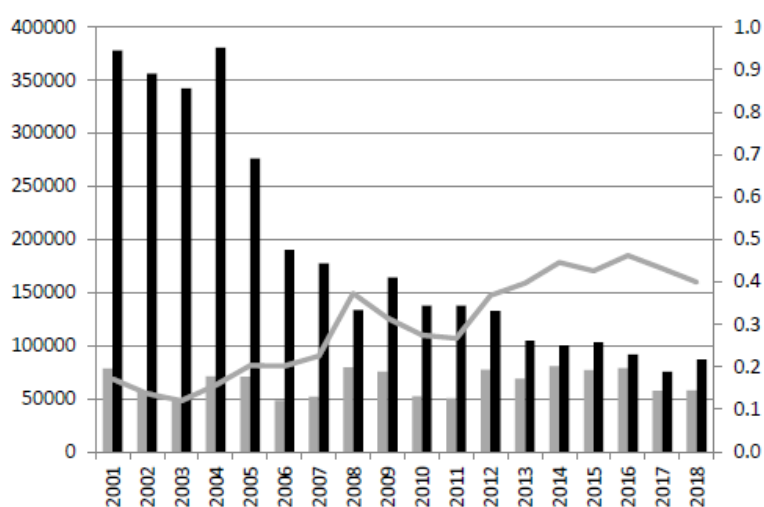
Figur 4.2.5. Landinger (tons) for de små erhvervsfartøjer i 2019, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper.



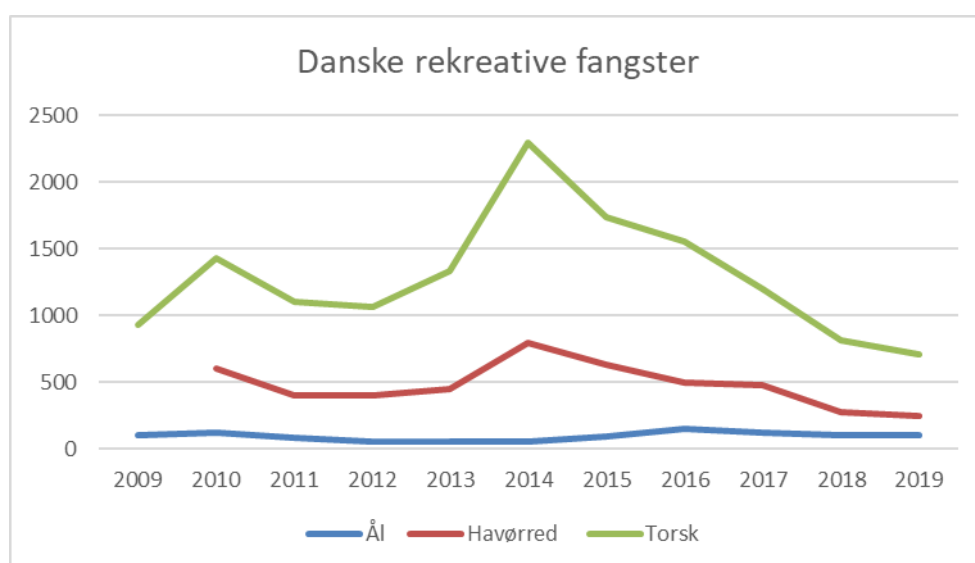
Figur 4.2.6. Indsats (fiskedage), landinger (tons) og tilsvarende værdi (kroner) for de små erhvervsfartøjer i 2019, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper.

4.2.4. Rekreativt fiskeri

Det marine rekreative fiskeri i Danmark dyrkes som fritidsfiskeri med passive redskaber (garn eller ruser), som lystfiskeri med stang og line eller som undervandsfiskeri (undervandsjagt). De primære arter i det danske marine rekreative fiskeri er torsk, skrubbe, ål og havørred. Fangsterne af torsk og ål er blevet estimeret af DTU Aqua og Danmarks Statistik gennem interviewundersøgelser siden 2009, og fangsten af havørred siden 2010 (Sparrevohn *et al.* 2011). I nogle forvaltningsområder er fangstmængden af bruskfisk (samlet for hajer og røkker), laks, havbars og lyssej siden blevet inkluderet i interviewundersøgelsen. For andre arter er fangstmængden ukendt. For nogle arter kan de rekreative fangster udgøre en betragtelig del af de samlede fangster i et forvaltningsområde. Det kan f.eks. skyldes, at kvoterne for det kommercielle fiskeri reduceres, i takt med at fangsterne i det rekreative fiskeri er stabile eller stigende, som det ses for fangsterne af laks i Østersøen (figur 4.2.7). Som følge af det rekreative fiskeris ændrede relative betydning blev de danske rekreative fangster af torsk i 2019 inkluderet i bestandsvurderingen for vestlig østersøtorsk (ICES 2019b).

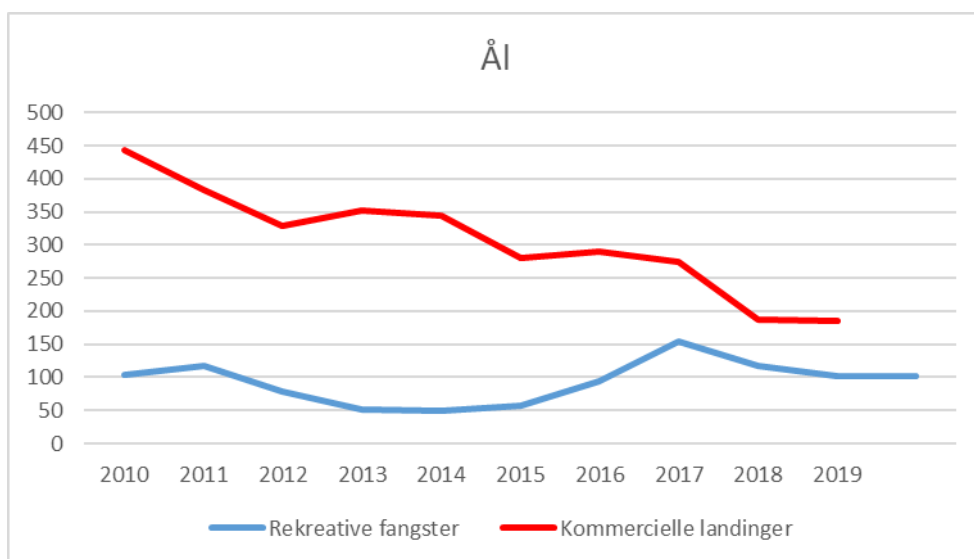


Figur 4.2.7. Samlede kommercielle (sorte søjler) og estimerede rekreative (grå søjler) fangster af østersølaks (antal) i perioden 2001–2018 i Østersøen og Bælthavet. Den rekreative andel af samlet fangst er vist med den grå linje (fra ICES 2019b).



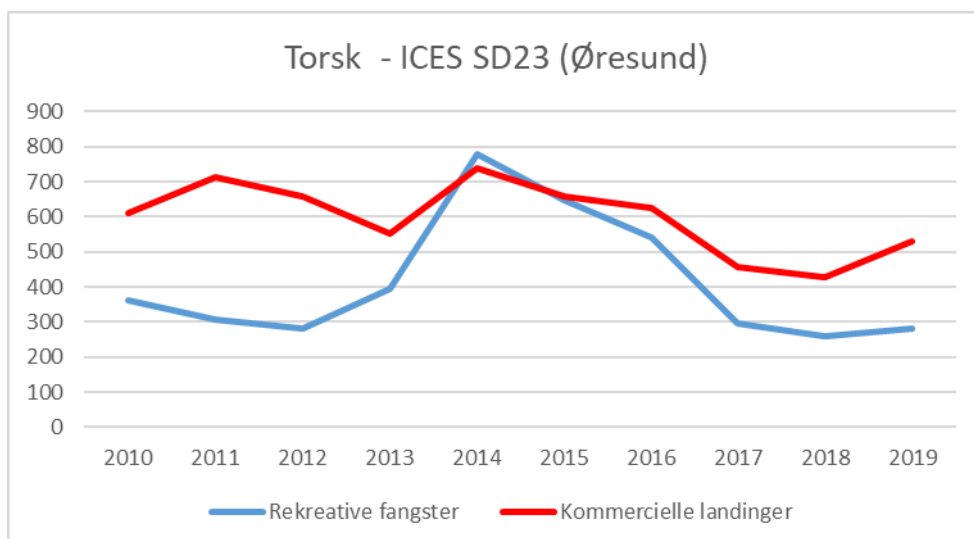
Figur 4.2.8. Totale estimerede fangster (i tons) af havørred, torsk og ål i det danske rekreative fiskeri i perioden 2009–2019.

I det rekreative fiskeri fanges ål næsten udelukkende med kaste- eller pæleruser. Fangsterne har siden 2009 årligt varieret mellem 50 og 150 tons. I samme periode faldt de kommercielle landinger fra 450 til lidt under 200 tons (figur 4.2.9).

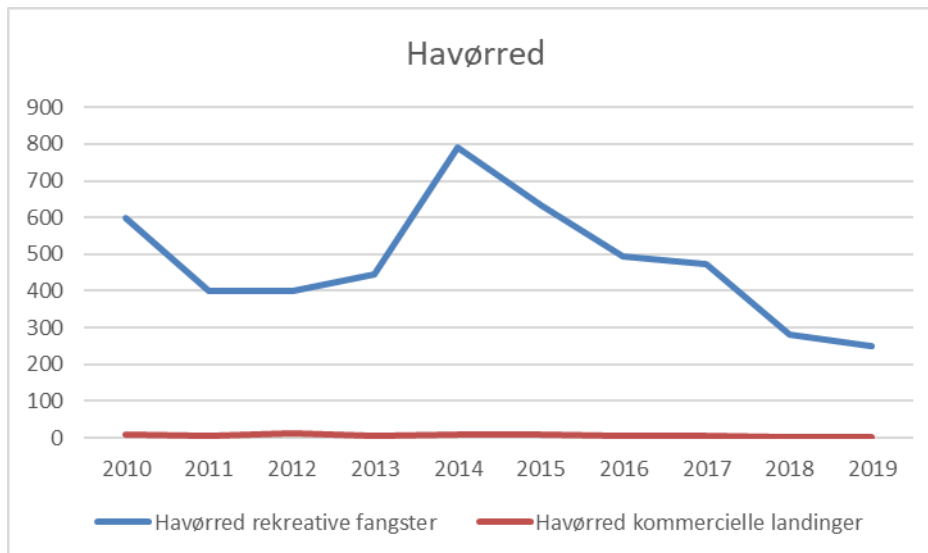


Figur 4.2.9. Rekreative fangster og kommercielle landinger af ål (i tons) i det danske fiskeri i perioden 2010–2019.

Torsk fanges både med stang, ruse og garn, og den totale rekreative danske torskefangst varierede i årene 2009-2019 mellem ca. 700 og 2.300 tons. På landsplan svarer det til omkring 5-10 % af de totale årlige torskefangster, men lokalt varierer andelen fra 1 til 50 %. I Øresund udgjorde den rekreative fangst således i 2014 op til 50 % af den totale fangst (figur 4.2.10). Heraf stod stangfiskeriet for langt størsteparten.



Figur 4.2.10. Rekreative fangster og kommercielle landinger (i tons) af torsk i det danske fiskeri i Øresund i perioden 2010-2019.



Figur 4.2.11. Rekreative fangster og kommercielle landinger af havørred (i tons) i det danske fiskeri i perioden 2010–2019.

Havørred er en vigtig art i det rekreative fiskeri, mens den er af mindre betydning i det kommercielle fiskeri, hvor den typisk optræder som bifangst. I perioden 2010–2019 blev der således kun landet 5-11 tons havørred i det kommercielle fiskeri, mens det rekreative fiskeri i samme periode fangede mellem 250 og 800 tons (figur 4.2.11).

For både ål, torsk, laks og havørred gælder det, at en del fisk genudsættes levende af fiskerne, men genudsætningen er ikke opgjort i vægt. Der findes estimater af fangsten af andre arter som f.eks. lysesøj (lubbe) og havbars i det danske marine rekreative fiskeri, men fiskeriet er ikke så udbredt. For øvrige arter findes der ingen estimater for de rekreative fangster. I det rekreative garnfiskeri er skrubben en vigtig art, og i visse områder udgør den hovedparten af garnfangsterne (Pedersen *et al.* 2005, Støttrup *et al.* 2020).

4.3. Redskaber og fiskeriindsats

De forskellige redskabstyper påvirker havmiljøet forskelligt, og de enkelte fiskerier vil derfor i det følgende blive beskrevet enten enkeltvis eller i grupper afhængigt af forskelle (eller ensartethed) i redskabsbrug og vurderet miljøpåvirkning.

Figur 4.3.2 er ligesom de efterfølgende figurer baseret på VMS-data (Vessel Monitoring System) fra satellitovervågning af de forskellige fiskeriers udbredelse og intensitet. VMS systemet er et satellitbaseret overvågningsystem til fiskefartøjer > 12 m, som afsender information om fartøjets position, kurs og hastighed ca. en gang per time til Fiskeristyrelsen. I figurerne er der kun medtaget VMS-signaler fra de perioder, hvor det ud fra hastigheden kan antages, at fartøjerne fisker aktivt. VMS-signaler fra perioder, hvor fartøjerne sejler til og fra havn, sejler fra fiskeplads til fiskeplads, ligger stille, f.eks. på grund af dårligt vejr eller for natten, eller søger efter fisk med sonar og ekkolod, er ikke medtaget. Bedømmelsen af, om et fartøj fisker eller ej, baserer sig, ud over fartøjernes hastighed, også på kendskab til den arbejdsgang og det døgnmønster, der kendetegner det pågældende fiskeri.

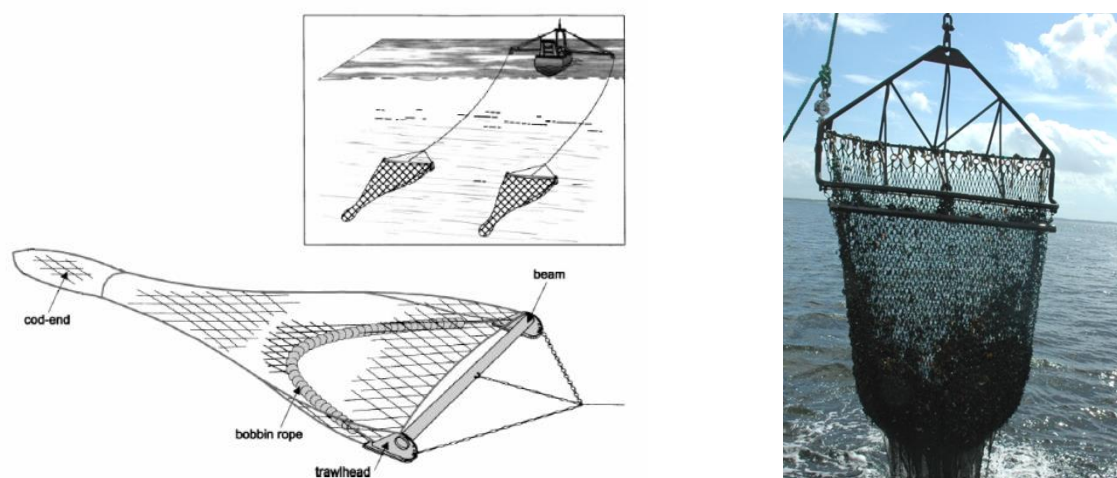
Satellitovervågning af fiskeriet finder kun sted for fartøjer over 12 m, og derfor vil der i VMS-kortene over fiskeriaktiviteter for de store og mellemstore erhvervsaktive logbogspligtige fiskefartøjer (fartøjer ≥10 m og for Østersøen ≥8 m) være en lille del af indsatsen, som ikke er repræsenteret i kortene (men er medtaget i tabel 4.2.1 og 4.2.2).

Udbredelsen af erhvervsfiskeri med små fartøjer, som ikke har VMS, kendes kun på havne- og farvandsniveau, og påvirkningen kan derfor kun tilnærmelsesvis skønnes ud fra den geografiske fordeling af de store og mellemstore fartøjers fiskeri.

4.3.1. Redskaber, fiskeriudbredelse og fiskeriintensitet for de store og mellemstore fartøjer

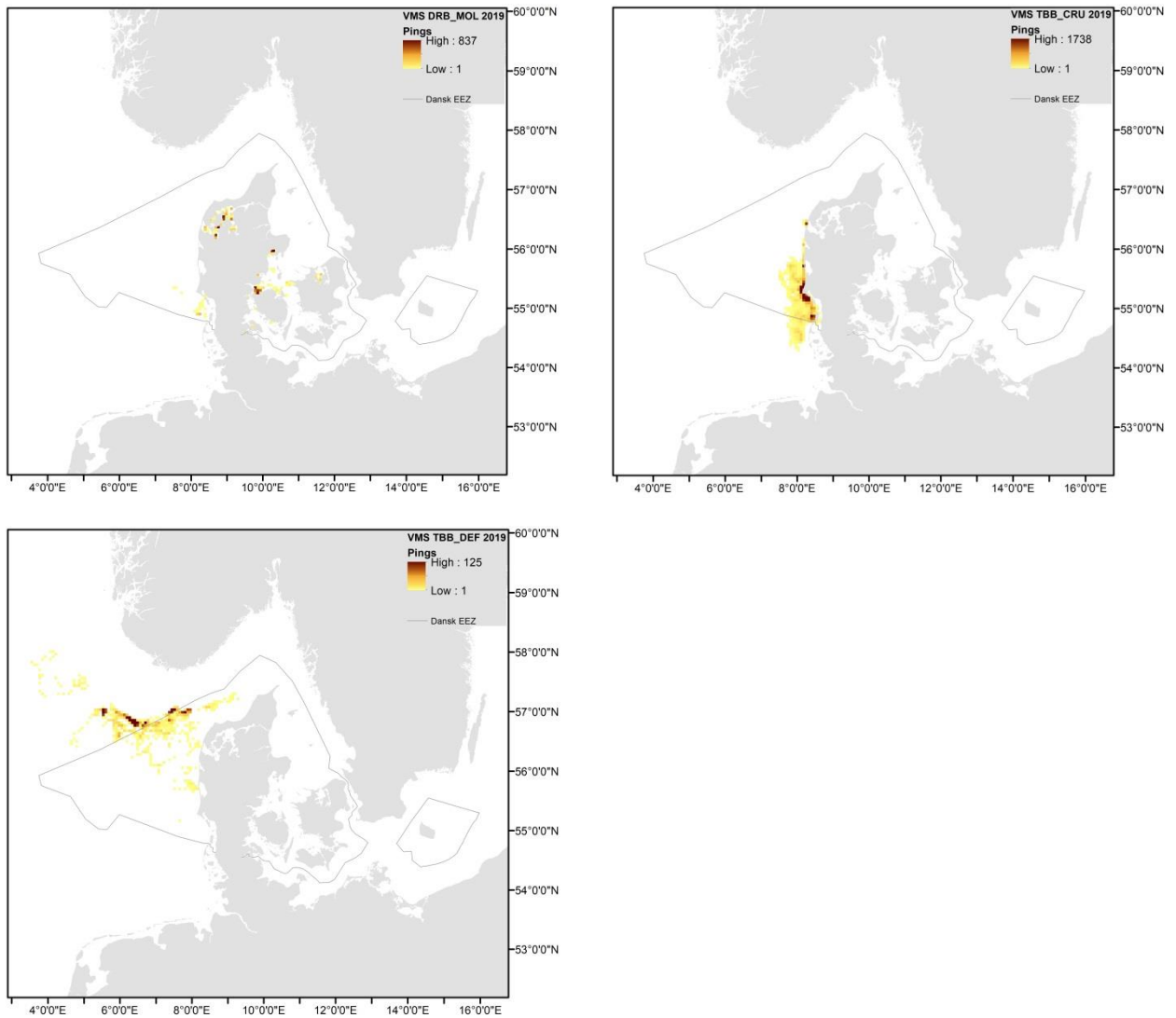
Fiskeri med skraber efter blåmuslinger, hjertemuslinger og østers; fiskeri med bomtrawl efter rødspætter; fiskeri med bomtrawl efter hesterejer

De tre nævnte fiskerier anvender alle et redskab, som består af en stiv ramme med fast bredde, hvorpå der er monteret et net. For fiskeriet efter muslinger og hesterejer er den maksimale bredde for redskabet defineret i lovgivningen (muslingeskraber 2 m (1,5 m i Limfjorden), bomtrawl til hesterejer 10 m), mens der for bomtrawl til rødspætter ikke er defineret en maksimal bredde. Hvor bomtrawl til fladfisk, såsom rødspætte og tunge, benytter kæder eller kædemåtter, er dette ikke tilfældet for bomtrawl til hesterejer. Disse bomtrawl er bl.a. derfor ofte 5-6 gange lettere og har væsentligt mindre bundpåvirkning end bomtrawl til fladfisk (ICES 2007a, Eigaard *et al.* 2016). I de to bomtrawlfiskerier og i østersfiskeriet anvendes der to redskaber, som er monteret på en bom på hver sin side af fartøjet (figur 4.3.1). I blåmuslinge- og hjertemuslingefiskeriet anvendes der enten to eller fire skrabere af gangen. I 2019 var der 2.428 indsatsdage i fiskeriet med skraber efter muslinger og østers, 1.904 indsatsdage i bomtrawlfiskeriet efter hesterejer og 315 indsatsdage i bomtrawlfiskeriet efter rødspætter, Tabel 4.2.1 og 4.2.2.



Figur 4.3.1. Bomtrawl til fiskeri efter hesterejer (til venstre) samt blåmuslingeskraber (til højre). Se FAO (2014).

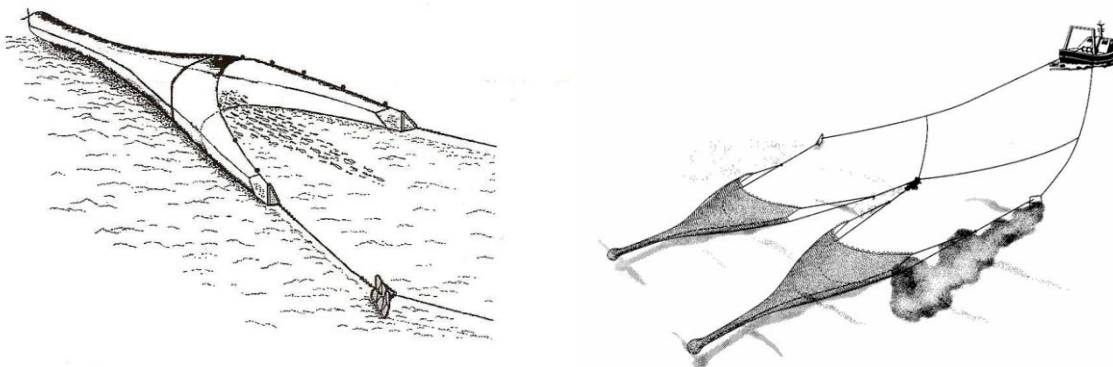
Fælles for de tre fiskerier er, at de foregår i forholdsvis afgrænsede havområder (figur 4.3.2), hvilket for bomtrawlfiskeriet efter rødspætter formentlig primært skal forklares med den begrænsede indsats (315 dage i 2019). For muslinge- og østers- og hesterejefiskeriet er der derimod tale om en stor indsats i forholdsvis afgrænsede, kystnære områder, i Limfjorden og Isefjorden samt langs den jyske østkyst og vestkyst (figur 4.3.2). Intensiteten af disse fiskerier må således karakteriseres som høj på de primære fiskepladser. Dog skal det bemærkes at redskabsbredden (og dermed det bundareal som påvirkes) i muslingefiskeriet er maks. 2 m per skraber sammenlignet med en bredde på 10 m per bomtrawl i fiskeriet efter hesterejer. Fiskeriet efter blåmuslinger foregår næsten udelukkende med fartøjer < 17 m, mens fiskerierne med bomtrawl efter hhv. rødspætter og hesterejer næsten udelukkende foregår med fartøjer > 17 m (tabel 4.2.1 og 4.2.2).



Figur 4.3.2. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri efter blåmuslinger, hjertemuslinger og østers (øverst til venstre), efter hesterejer (øverst til højre) og efter rødspætter med bomtrawl (nederst til venstre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de tre VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

Fiskeri med bundtrawl efter dybvandsrejer; fiskeri med bundtrawl efter jomfruhummer og blandet konsum; fiskeri med bundtrawl efter sperling; fiskeri med bundtrawl efter torsk

I disse fiskerier anvendes der typiske bundtrawl, som slæbes enten fisket enkelt eller dobbelt (figur 4.3.3) og i sjældnere tilfælde flere end to trawl (i enkelte tilfælde "deler" to fartøjer den samme trawl, dette kaldes partrawling).



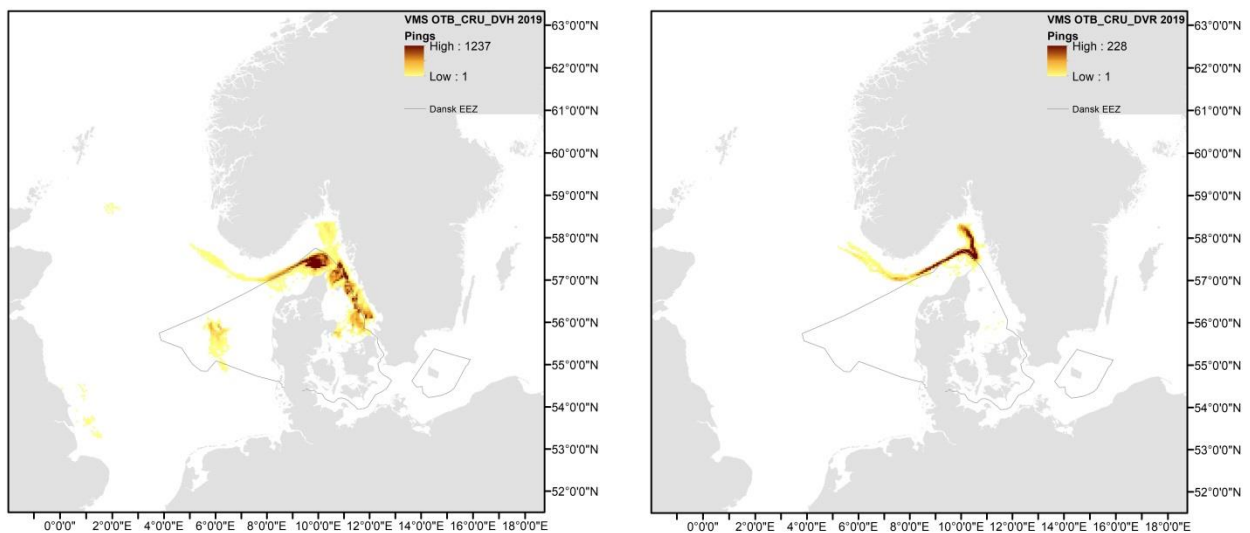
Figur 4.3.3. Bundtrawl, enkelt (til venstre) og dobbelt (til højre). Se FAO (2014).

I 2019 var der 18.212 indsatsdage i fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsumfisk, 2.512 indsatsdage i fiskeriet efter dybvandsrejer, 927 indsatsdage i fiskeriet efter sperling og 21.887 indsatsdage i fiskeriet efter torsk, rødspætter og andre bundnære konsumarter (tabel 4.2.1 og 4.2.2). Fordelingen og intensiteten af indsætterne for fartøjer over 12 m (fartøjer udstyret med VMS) fremgår af figur 4.3.4 og figur 4.3.5.

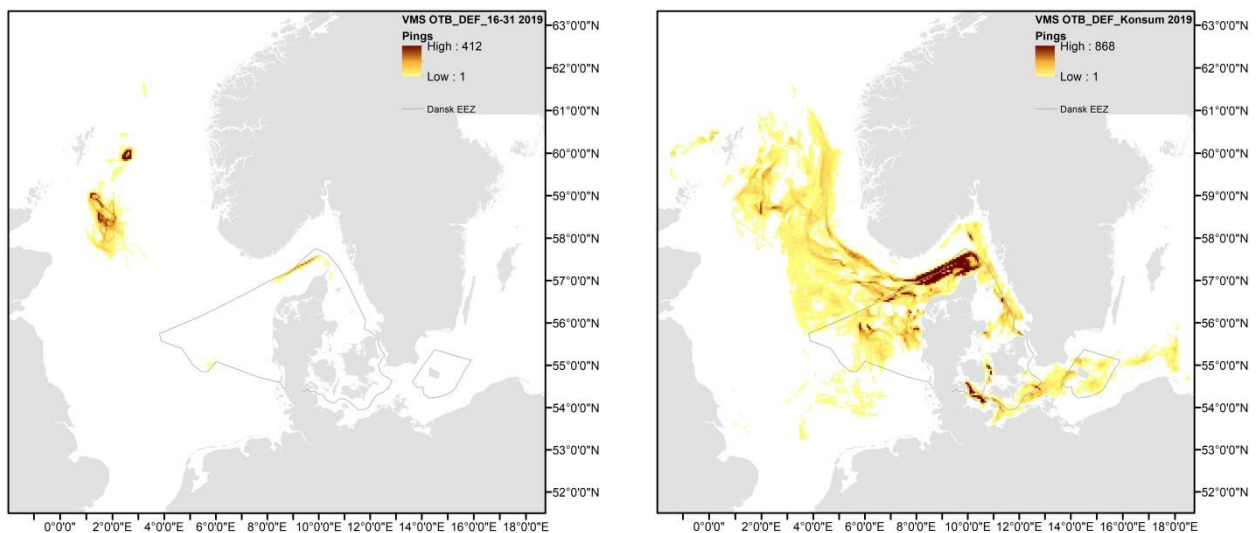
Udbredelsen af fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum er stor (figur 4.3.4 til venstre). Størstedelen af indsatsen ligger imidlertid på den dybe mudrede bund i det sydlige Skagerrak og ned igennem det centrale Kattegat, hvor der bliver fisket med relativt høj intensitet. Fiskeriet efter dybvandsrejer foregår næsten udelukkende i den dybe del af Skagerrak og den østligste del af Nordsøen. På trods af en relativt begrænset indsats er intensiteten af fiskeriet derfor forholdsvis høj i det område, hvor fiskeriet foregår. Næsten 60 % af indsatsdagene i jomfruhummerfiskeriet er med både < 17 m, mens trawlfiskeriet efter rejer næsten udelukkende (> 95 %) foregår med fartøjer på mindst 17 m.

Bundtrawlfiskeriet efter sperling har en lille geografisk udstrækning og foregår primært på Fladen Grund, mens der i det sydlige Skagerrak er et mindre fiskeri. I 2019 var indsatsen lav og intensiteten dermed forholdsvis lille. Det skal dog bemærkes, at fiskeriet (og intensiteten) svinger meget fra år til år som følge af meget varierende bestands- og kvotestørrelser.

Fiskeriet med bundtrawl efter torsk, rødspætter og blandet konsum er fordelt over et meget stort område, men med højest intensitet i Skagerrak og den vestlige Østersø (figur 4.3.5). Knap 25 % af indsatsen i sperling fiskeriet foregår med fartøjer < 17 m, mens tallet i trawlfiskeriet efter torsk, rødspætter og blandet konsum er knap 40 % (tabel 4.2.1 & 4.2.2).



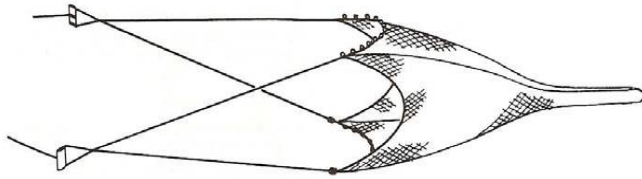
Figur 4.3.4. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri med bundtrawl efter jomfruhummer og blandet konsum (til venstre), efter dybvandsrejer (til højre). Figureerne viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.



Figur 4.3.5. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri med bundtrawl efter sperling (til venstre) og efter torsk, rødspætter og blandet konsum (til højre). Figureerne viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

Bundnært trawlfiskeri efter tobis; bundnært trawlfiskeri efter sild og brisling

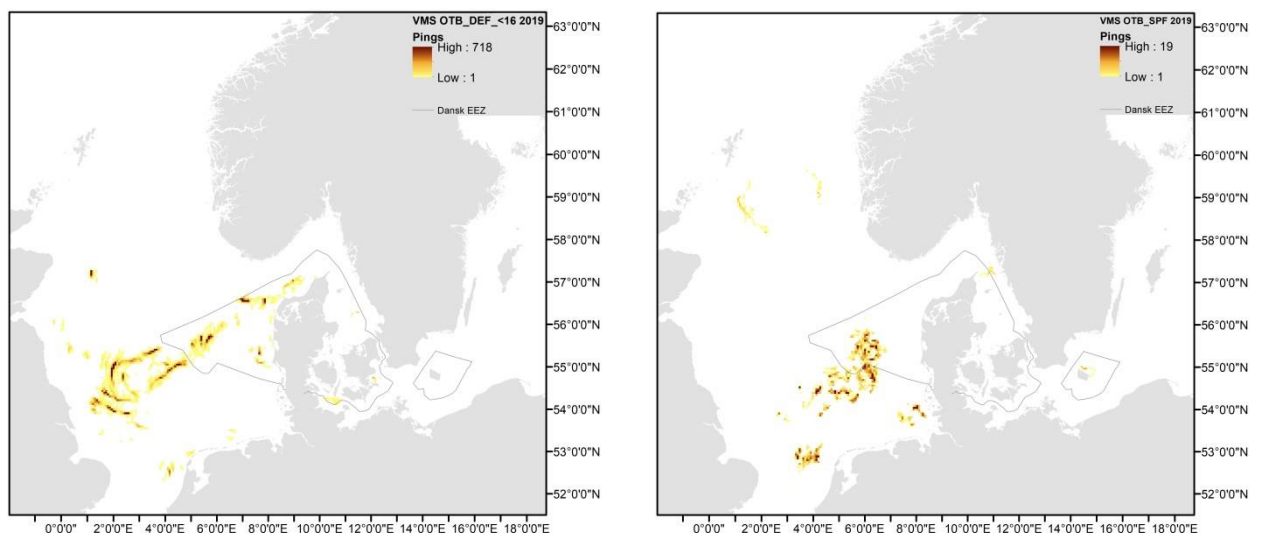
I logbøgerne er der angivet et bundtrawlfiskeri (redskabstype "OTB") efter tobis og brisling. Den trawl, der anvendes til fangst af disse arter, fisker tæt ved bunden. Det er dog ikke en typisk bundtrawl som den, der anvendes til f.eks. jomfruhummer og blandet konsum, hvor trawlen primært er designet med fokus på at øge bredden af det fiskede areal (figur 4.3.3). Det er fælles for tobis, sild og brisling, at de ofte optræder i store stimer fri af bunden, og derfor mest hensigtsmæssigt fanges med en trawl med fokus på både højde og bredde som i traditionelle pelagiske trawl (figur 4.3.6). Ofte har disse trawl en moderat bundkontakt, og påvirkningsgraden må dermed formodes at være lavere end for den klassiske bundtrawl.



Figur 4.3.6. Pelagisk trawltype til bundnært fiskeri efter tobis, sild og brisling. Se FAO (2014).

I 2019 var der 2.092 indsatsdage i fiskeriet efter tobis og 268 indsatsdage i det bundnære fiskeri efter brisling. Fordelingen og intensiteten af indsatserne for fartøjer > 12 m (fartøjer med VMS) fremgår af figur 4.3.7.

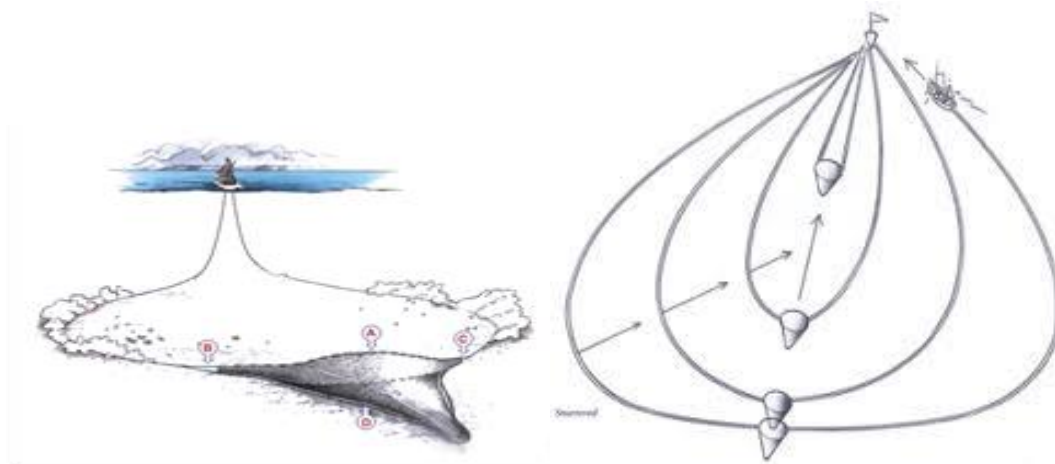
Bundtrawlfiskeriet efter tobis foregår primært på Doggerbanke og på sandede lavvandede banker i den østligste del af Nordsøen (figur 4.3.7 til venstre). I 2019 var indsatsen i tobisfiskeriet forholdsvis lille på grund af kvoten, og intensiteten var ligeledes relativt lav. I år med en større kvote vil såvel indsats som udbredelse typisk være større, men lokalt på de primære fiskepladser kan intensiteten være forholdsvis høj, også i år med lille kvote. De årlige variationer i indsatsen skyldes – som for sperling – en meget svingende bestandsstørrelse og deraf følgende variabel kvote. Godt 10 % af indsatsdage i tobisfiskeriet i 2019 var fra fartøjer < 17 m. Bundtrawlfiskeriet efter brisling foregår primært over et større område i den centrale og sydlige Nordsø. Indsatsen og intensiteten i dette fiskeri er forholdsvis begrænset – 268 dage i 2019 (tabel 4.2.1, 4.2.2 og figur 4.3.7 til højre). Godt 20 % af indsatsdage i brislingefiskeriet med bundtrawl i 2019 var fra fartøjer < 17 m.



Figur 4.3.7. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri efter tobis (til venstre) og bundnært trawlfiskeri efter brisling (til højre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

Fiskeri med skotsk vod efter torsk og kuller; fiskeri med snurrevod efter rødspætter og torsk

Snurrevod og skotsk vod (såkaldt fly-shooting) (figur 4.3.8) anvendes i det danske fiskeri til fangst af torsk og rødspætte. I det traditionelle snurrevodsfiskeri lægger man først et anker og en bøje ud, hvorefter man i sejler i en stor cirkel, hvor man først udlægger det ene vodtov, så vodposen, og endelig det andet vodtov på bunden. Når man er tilbage ved bøjen hvor man startede, samler man det første vodtov op og begynder at hale redskabet hjem. Under indhalingen vil vodtovene skræmme fisken ind mod midten, hvor de kan fanges i vodposen. Den største forskel på de to vodtyper er, at der til skotsk vod bruges tykkere tove og større motorkraft, og at fartøjet sejler fremad, mens der hives hjem. På den måde fisker man med skotsk vod et større areal med tungere grej end ved traditionelt snurrevodsfiskeri. Det medfører højere udgifter til brændstof, større slid på grejet og kraftigere påvirkning af havbunden. Snurrevod adskiller sig også fra skotsk vod ved at kun at kunne bruges på helt jævn sandbund, mens der også kan fiskes med skotsk vod på mere hård og ujævn bund.

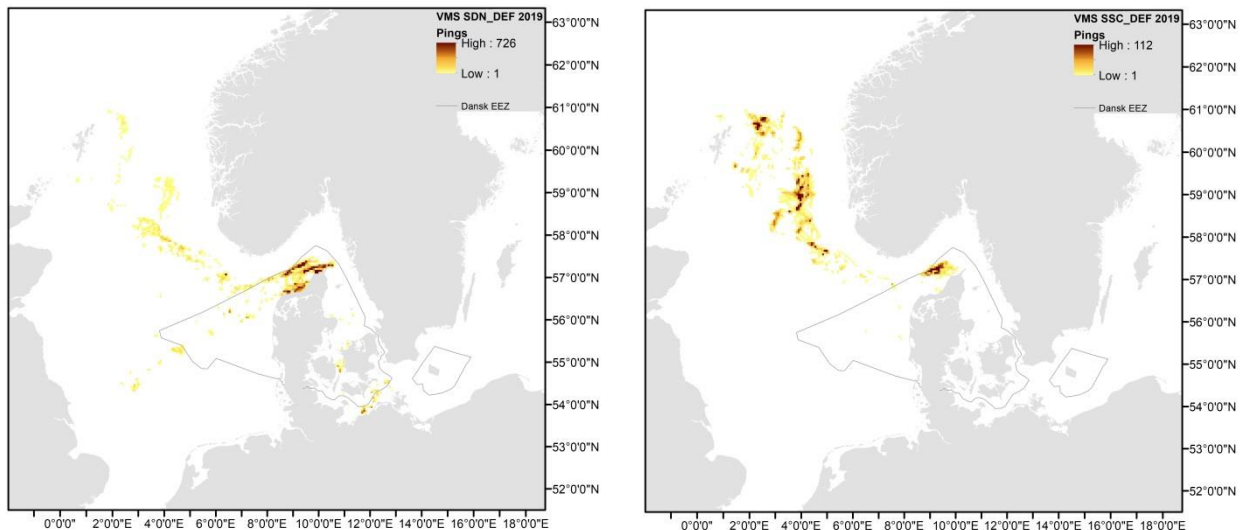


Figur 4.3.8. Skotsk vod (fly-shooting) til venstre og traditionelt snurrevod til højre. Se FAO (2014).

I 2019 var der 920 indsatsdage i fiskeriet med skotsk vod efter torsk, kulmule og rødspætte, mens der i snurrevodsfiskeriet efter primært rødspætter og torsk var 2.491 indsatsdage. Fordelingen og intensiteten af indsatsen i de to fiskerier ses af figur 4.3.9.

Fiskeriet med skotsk vod efter torsk, kulmule og rødspætter foregår i den nordøstlige Nordsø og det sydlige Skagerrak langs kanten af Norske Rende (figur 4.3.9 til venstre). Indsatsen i dette fiskeri er begrænset (920 dage i 2019), og intensiteten er således også forholdsvis lav. Knap 8 % af indsatsdage i fiskeriet med skotsk vod i 2019 var fra fartøjer < 17 m.

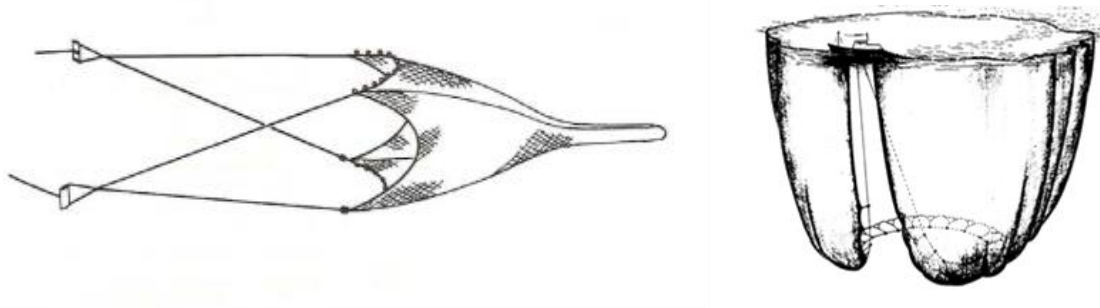
Snurrevodsfiskeriet efter rødspætter og torsk foregår primært i det sydlige Skagerrak og lidt mere spredt i Nordsøen samt i den vestlige Østersø og Storebælt. Fiskepladserne er delvis overlappende med dem, der benyttes til fiskeri med skotsk vod, men snurrevodsfiskeriet foregår typisk på lidt lavere vanddybder og i mere sandede områder. Lokalt er intensiteten i snurrevodsfiskeriet ganske høj. Godt 40 % af indsatsdage i fiskeriet med skotsk vod i 2019 var fra fartøjer < 17 m.



Figur 4.3.9. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri efter rødspætter og torsk med snurrevod (til venstre) og efter torsk, kulmule og rødspætte med skotsk vod (til højre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

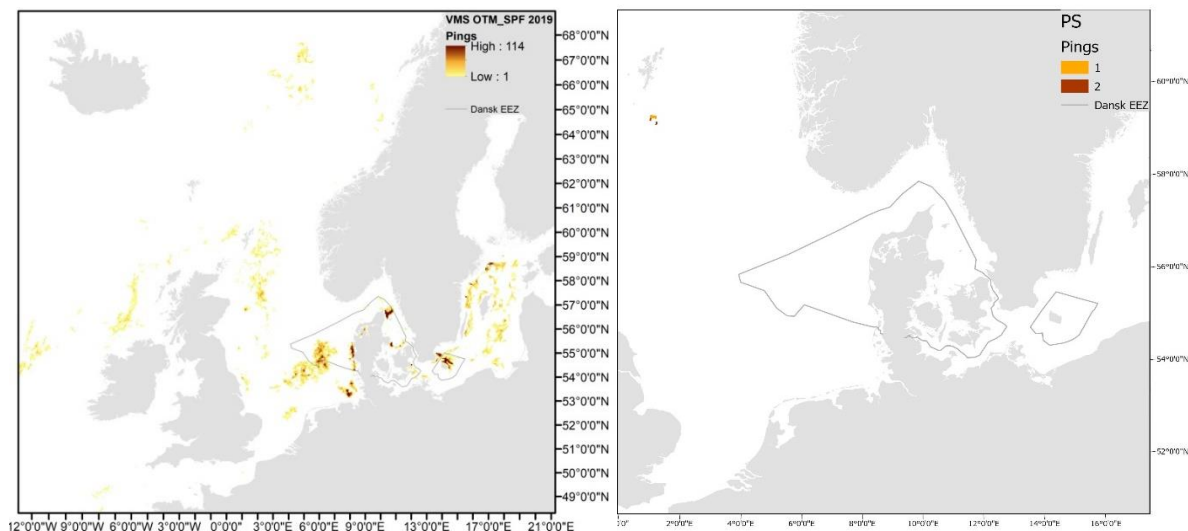
Fiskeri med pelagisk trawl og not/snurpenot efter makrel, sild og brisling

Det danske, kommercielle fiskeri efter pelagiske arter (primært sild, makrel og brisling) foregår typisk med pelagiske trawl og i mindre grad med not/snurpenot (figur 4.3.10).



Figur 4.3.10. Pelagisk trawl (til venstre) og not/snurpenot (til højre). Se FAO (2014).

I 2019 var der 3.202 indsatsdage i det pelagiske trawlfiskeri efter sild, makrel og brisling, mens der i notfiskeriet efter makrel kun var 4 indsatsdage, tabel 4.2.1 og 4.2.2. Fordelingen og intensiteten af indsatserne for fartøjer > 12 m fremgår af figur 4.3.11.



Figur 4.3.11. Udbredelse og intensitet af dansk fiskeri efter sild, makrel og brisling med pelagisk trawl (venstre) og not (højre). Figuren viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m.

Det pelagiske trawlfiskeri efter sild, makrel, brisling og andre pelagiske fisk foregik i 2019 spredt over stort set hele det primære fangstområde for dansk fiskeri, men der var flere lokale områder med højere intensitet (figur 4.3.11 til venstre). Knap 20 % af indsatsdage i fiskeriet med pelagisk trawl i 2019 var fra fartøjer < 17 m.

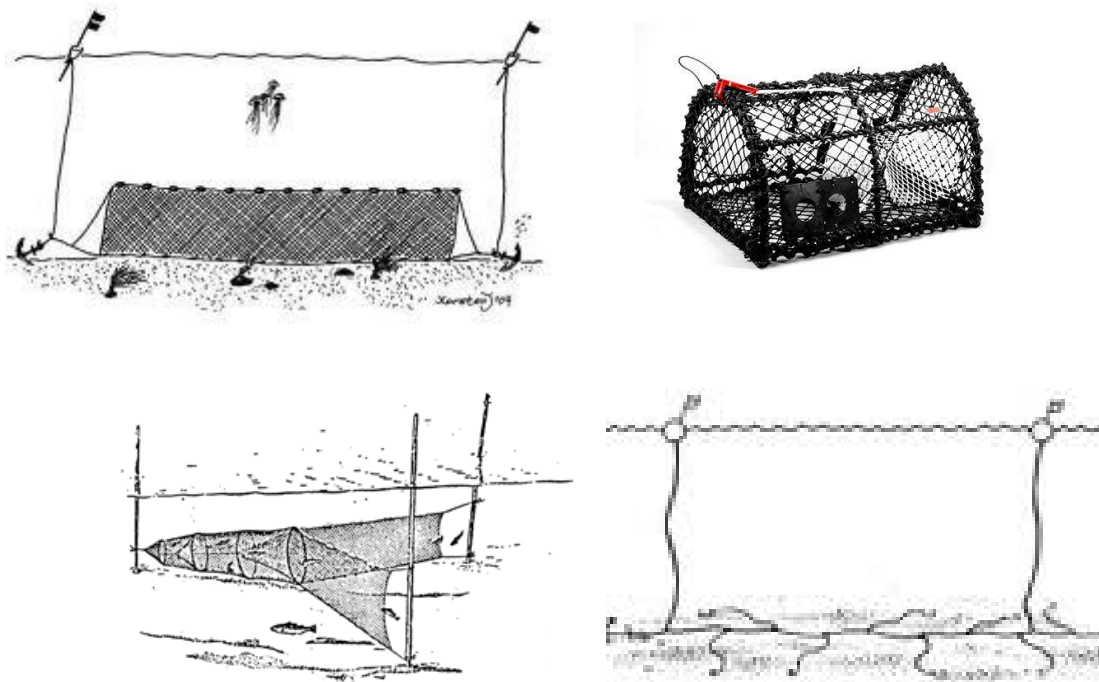
Notfiskeriet efter pelagiske arter var meget lille i 2019 (4 indsatsdage) og begrænser sig til et lille område i den nordlige Nordsø (figur 4.3.11, højre). Alle indsatsdage i fiskeriet med not i 2019 var fra fartøjer > 17 m.

Fiskeri med nedgarn; tejer; ruser og bundsatte langliner

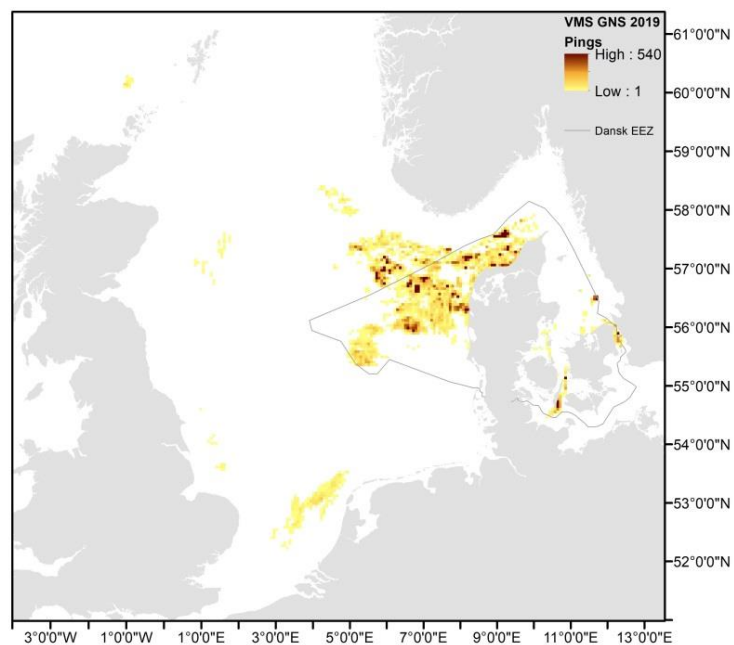
Nedgarn er et passivt fiskeredskab bestående af lodrette net-paneler med varierende maskestørrelse, der sættes hen over bunden. Garnene holdes oprejst i vandet ved hjælp af små flydere i toppen af panelerne og vægtbelastning i bunden (figur 4.3.12). Fiskene bliver fanget, når de svømmer ind i garnet og sidder fast, typisk med gællerne eller finnerne. Nedgarn findes i mange forskellige udformninger og maskevidder. De bruges i stort omfang af danske erhvervsfiskere til fangst af en lang række større arter med torsk, rødspætte, tunge og pighvar som nogle af de hyppigste.

Tejner er net- eller tremmebure med agn i (ofte fiskeaffald). De anbringes i serier på lange liner og bruges til fangst af hummer, jomfruhummer og taskekrabbe. Kasteruser og ruser bruges hovedsagelig til fangst af ål. Bundsatte langliner består typisk af en 3-8 mm tyk hovedline, hvorpå der med 1-3 m mellemrum sidder såkaldte tavser. De består af et tyndere linestykke (30-80 cm langt) forsynet med en agnet krog, som fisken sluger og bliver fanget på. I det danske bundsatte langlinefiskeri er torsk den primære målart.

I 2019 var der 13.916 indsatsdage for de store og mellemstore både i fiskeriet med nedgarn efter torsk, rødspætte og tunge (fordelingen og intensiteten af indsatserne i garnfiskeriet for fartøjer > 12 m fremgår af figur 4.3.13). Indsatsen med de øvrige passive redskaber var 3009 indsatsdage i bundgarn; 410 indsatsdage med ruser efter ål; 215 indsatsdage med tejer efter taskekrabber, hummer og konksnegle; og 308 indsatsdage med bundsatte langliner efter torsk (tabel 4.2.1 og 4.2.2).



Figur 4.3.12. Nedgarn (øverst til venstre), krabbetejne (øverst til højre), ruse (nederst til venstre) og bundsat langline (nederst til højre). Bemærk at målestokken er forskellig for de 4 skitser. Billede af krabbetejne fra Daconet resten fra FAO (2014).

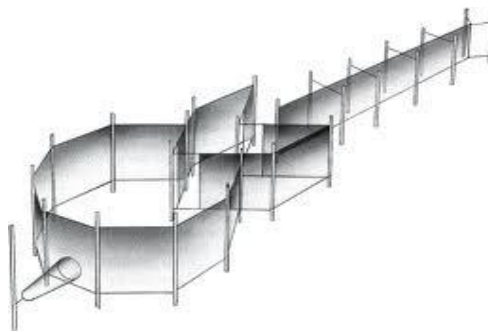


Figur 4.3.13. Udbredelse og intensitet i 2019 af dansk fiskeri med garn efter torsk, rødspætte, tunge og pighvar og en række andre konsumarter. Figuren viser VMS-registreringer for fartøjer > 12 m.

De store og mellemstore fartøjers nedgarnsfiskeri foregår primært i den østlige del af Nordsøen, i det sydlige Skagerrak og i de indre danske farvande, hvor intensiteten i visse områder kan være ganske høj. For de tre andre fiskerier med passive redskaber (rusefiskeriet efter ål; tejnepfiskeriet efter hummer, taskekrabber og konksnegle; bundsatte langliner efter torsk) har det ikke været muligt at lokalisere indsatsen ved brug af VMS-registreringer, da fartøjerne er under 12 m. Intensiteten i alle tre fiskerier må dog antages at være lav bedømt ud fra indsatsen (hhv. 410, 215, 308 og 177 indsatsdage i 2019, tabel 4.2.1 og 4.2.2). I fiskeriet med nedgarn var godt 80 % af indsatsdagene fra fartøjer < 17 m. I tre af de fire fiskerier med passive redskaber foregik 100 % med fartøjer < 17 m, mens der i tejnepfiskeriet efter hummer var godt 3 % af indsatsen, der foregik med fartøjer > 17 m (tabel 4.2.2a&b).

Fiskeri med bundgarn; fiskeri med pæleruser efter ål, hornfisk, torsk og sild

I det danske bundgarnsfiskeri langs kystlinjen anvendes et faststående net, der i princippet fungerer som en fælde, som fisken ledes ind i og ikke kan finde ud af igen (figur 4.3.14). Bundgarnsfiskeriet er meget sæsonbetonet, og redskabet bruges primært til fangst af fisk, der bevæger sig langs kysterne på deres yngle- og fødevandring. Typiske målarter er ål, hornfisk, torsk og sild.

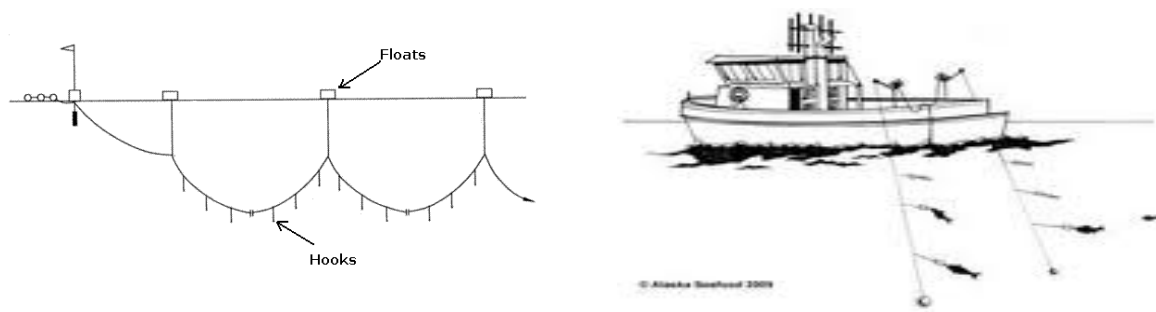


Figur 4.3.14. Bundgarn med ruse. Der findes også bundgarn med netbund.

I 2019 var der i logbøgerne oplyst 678 indsatsdage med bundgarn. Det skal forstås på den måde, at bundgarn med tilknyttede fartøjer > 10 m (bundgarnsjoller og damjoller) er blevet røgtet 678 gange. Formentlig svarer en indsats på 678 dage til ca. 5-6 bundgarnsbedrifter, placeret forskellige steder langs kysterne i de indre danske farvande, det vestlige Kattegat, bælteerne og den vestlige Østersø. Hertil skal lægges indsatsen i bundgarnsfiskeriet med små både < 10 m. En pæleruse er i princippet et lille bundgarn, som stort set udelukkende anvendes af fritidsfiskere til fangst af især ål. Der er ikke kendskab til intensitet og udbredelse af dette fiskeri. Fiskeriet med bundgarn i 2019 foregik udelukkende med fartøjer < 17 m.

Fiskeri med drivende liner efter laks; fiskeri med hånd- og stangliner efter makrel

Drivende langliner fungerer i princippet på samme måde som bundsatte langliner med en 3-8 mm tyk hovedline, hvorpå der med 1-3 m mellemrum sidder tavser med en agnet krog i enden, som fisken sluger. Eneste forskel er, at der fiskes i de frie vandmasser ved brug af bøjer i overfladen (figur 4.3.15), hvor de bundsatte liner anvendes stationært på bunden ved brug af ankre. Drivende langlinefiskeri i Danmark foregår primært i Østersøen med laks som mållart. Fiskeriet med drivende langliner foregik i 2019 udelukkende med fartøjer < 17 m.



Figur 4.3.15. Drivende langline (venstre) og fiskeri med "hånd- og stangline" – i form af dørgefiskeri – (højre).

I dansk fiskeristatistik dækker logbogsbetegnelsen "hånd- og stangliner" primært over et dørgefiskeri efter makrel. I dette fiskeri bruger man en line, hvor der sidder korte tavser med kroge med lille afstand. Krogene kan være omviklet med sølvpapir eller være påmonteret en tynd metalplade, så de glimter i vandet og lokker fisken til at bide, når de slæbes efter båden i fart (figur 4.3.15).

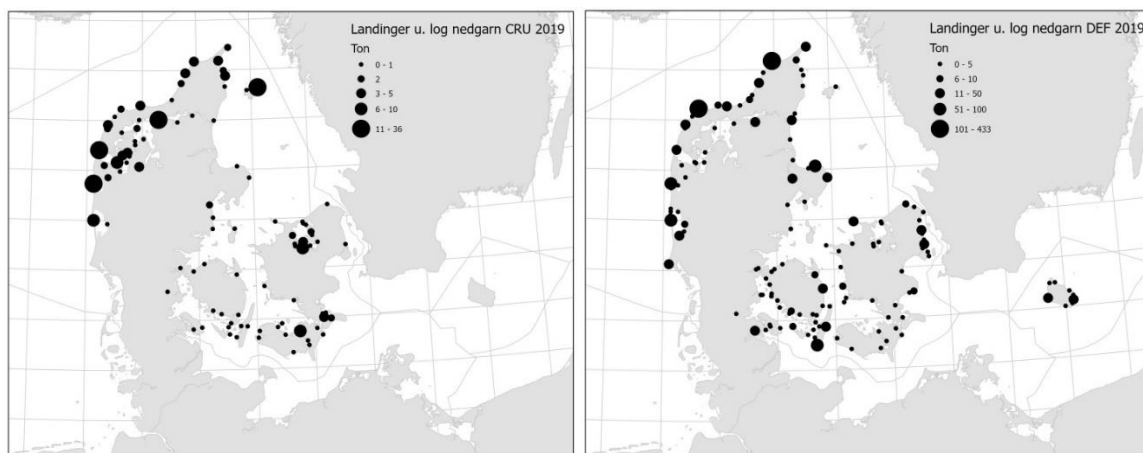
I 2019 blev der ifølge logbøgerne fisket 177 dage med drivende langliner efter laks i Østersøen og 16 dage med hånd- og stangline i Skagerrak og Nordsøen, og indsatsen og intensiteten i fiskeriet må således siges at være begrænset, tabel 4.2.1 og 4.2.2. Fiskeriet med hånd- og stangliner i 2019 foregik udelukkende med fartøjer < 17 m.

4.3.2. Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet for de små ikke-logbogspligtige fartøjer

De redskaber, som bruges af de små fartøjer < 10 m (8 m for Østersøen), er i langt overvejende grad passive redskaber som nedgarn og bundgarn (tabel 4.2.3).

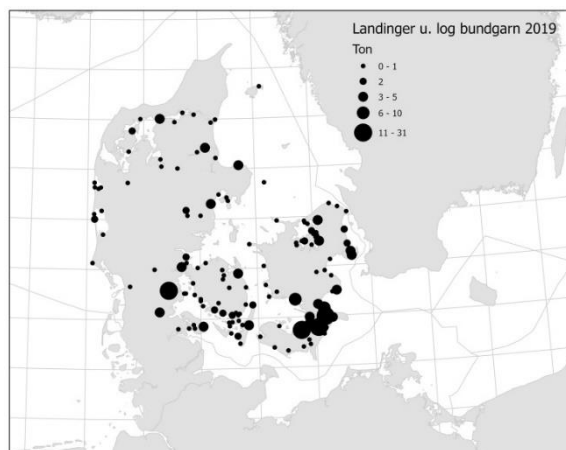
Indsatsdagene i garnfiskeriet med små fartøjer er på samme niveau som for de store og mellemstore erhvervsfartøjer (13.916 mod 13.505 indsatsdage). Heraf var 11.406 indsatsdage målrettet torsk, rødspætte og stenbider. I farvandserklæringerne er der også oplyst 2.510 indsatsdage med garn målrettet fangst af hummer, taskekrabber og fjordrejer. Men det er tvivlsomt, om der fanges fjordrejer med denne redskabstype, og formentlig er ruser her fejlagtigt anført som garn. Denne antagelse underbygges af, at der overhovedet ikke optræder indsatsdage med ruser i farvandserklæringerne fra fjordrejefiskeriet.

Med tanke på de små fartøjers mere begrænsede sødygtighed er det forventeligt, at indsatsen i langt overvejende grad foregår kystnært. Man antager, at indsatsen med garn er nogenlunde jævnt fordelt over de kystnære farvande, hvor der optræder skaldyr, torsk og rødspætter i tætheder, der muliggør et rentabelt erhvervsfiskeri. Alligevel må det formodes, at udbredelsen af fiskerierne er mere begrænset, end det er tilfældet for de store og mellemstore fartøjer, der har hele Nordsøen og Østersøen som potentielle fiskepladser. Den større geografiske koncentration af indsatsdagene for de små fartøjer opvejes i nogen grad af, at de ikke har kapacitet til at fiske med samme antal garn som de større fartøjer. Samlet set vurderes det, at erhvervsfiskeriet med garn fra fartøjer < 10 m (8 m i Østersøen) lokalt kan have høj intensitet i de kystnære farvande. Antages det, at fiskeriet med de små fartøjer foregår tæt på landingshavnen, fremgår det, at garnfiskeriet efter hummere og taskekrabber primært foregår i Nordjylland, mens "garnfiskeriet" med ruser efter fjordrejer primært foregår i Isefjorden og ved Sydsjælland (figur 4.3.16). Landingerne fra garnfiskeriet efter torsk, rødspætter, stenbidere mm. er mere jævnt fordelt over stort set alle danske havne (figur 4.3.16).

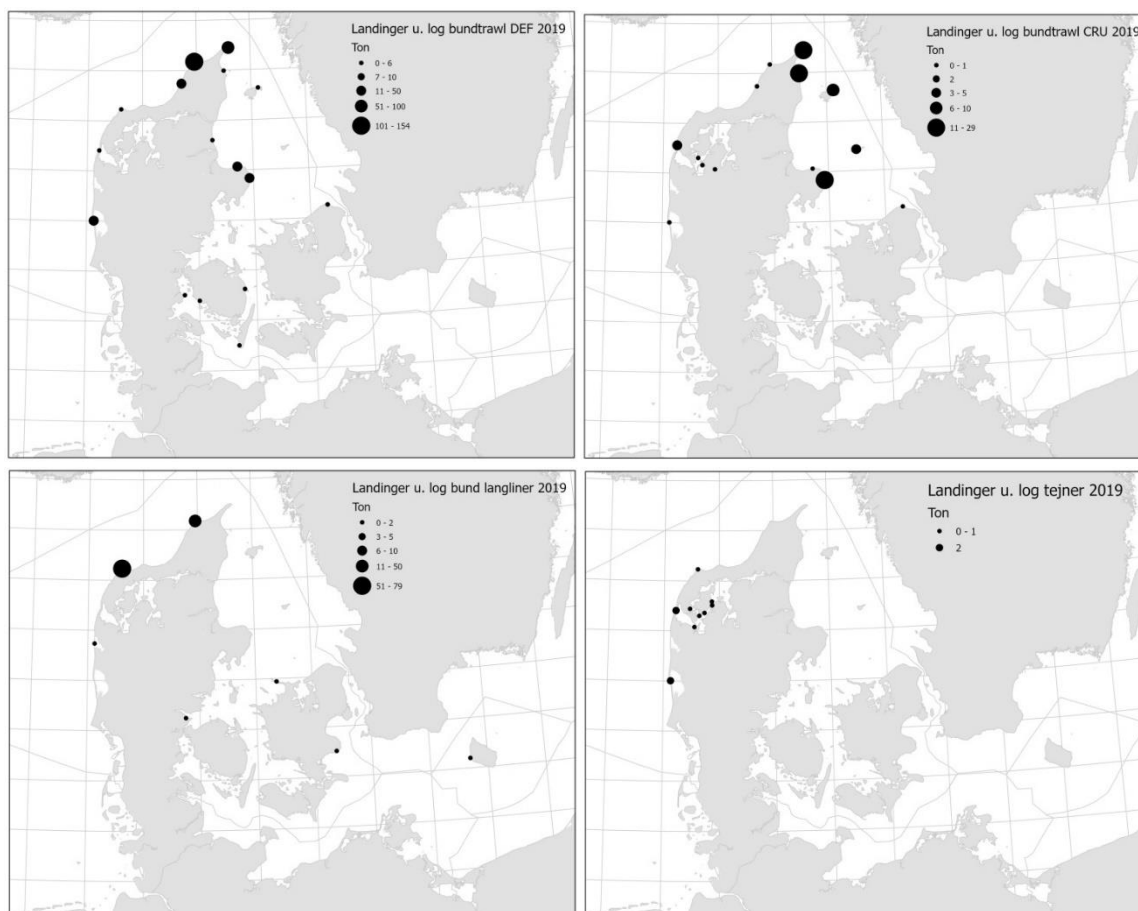


Figur 4.3.16. Den geografiske fordeling af landinger fra små fartøjer uden logbogspligt i danske havne i 2019. Til venstre ses landinger fra garnfiskeri efter hummer, taskekrabber og fjordrejer, til højre landinger fra garnfiskeri efter torsk, rødspætter og stenbider. Bemærk at de relativt store landinger af fjordrejer i sjællandske havne formentlig stammer fra rejeruser og ikke fra garn, som det ellers er angivet i fiskernes farvandserklæring.

Indsatsen i bundgarnsfiskeriet efter ål fra de små fartøjer i 2019 (2.331 dage) er godt 3 gange højere end i fiskeriet fra de større fartøjer (678 dage), mens de samlede landinger er af ca. samme størrelse. I begge fartøjsgrupper foregår fiskeriet – som følge af redskabets natur – kystnært, og der er således ingen grund til at formode, at fiskeriernes udbredelse eller intensitet er væsentligt forskellige. Samlet set vurderes intensiteten i bundgarnsfiskeriet fra små fartøjer at være begrænset i de kystnære farvande, men lokalt kan bundgarnsfiskeriet være forholdsvist intenst. Antages det, at fiskeriet foregår tæt på landingshavnen, fremgår det, at bundgarnsfiskeriet efter ål primært foregår i Sydøstjylland og Sydsjælland (figur 4.3.17).



Figur 4.3.17. Fordelingen af landinger på danske havne i 2019 i bundgarnsfiskeriet med små fartøjer efter ål.



Figur 4.3.18. Fordelingen af landinger på danske havne i 2019 i bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer (øverst til venstre), bundtrawlfiskeriet efter torsk, rødspætte og blandet konsum (øverst til højre), fiskeriet med bundsatte langliner efter torsk (nederst til venstre), og tejnepiskeriet efter hummer (nederst til højre).

De små fartøjers indsats i fiskeriet med bundtrawl, tejr og bundsatte liner er generelt lille: 736 indsatsdage i bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer; 1.131 indsatsdage i bundtrawlfiskeriet efter torsk, rødspætte og blandet konsum; 94 indsatsdage i tejnepiskeriet efter hummer; og 159 indsatsdage i fiskeriet med bundsatte langliner efter torsk (tabel 4.2.3). Givet den begrænsede indsats må både udbredelse og intensitet formodes at være relativt beskedne. Antages det, at fiskeriet foregår tæt på landingshavnen, fremgår det, at bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer foregår i Nordstjylland, mens bundtrawlfiskeriet efter torsk, rødspætte og blandet konsum i højere grad foregår langs vestkysten af Jylland (figur 4.3.18, øverst hhv. til venstre og højre). Fiskeriet med bundsatte langliner efter torsk foregår primært i Nordvestjylland, mens tejnepiskeriet efter hummer primært foregår i den vestlige Limfjord (figur 4.3.18, nederst hhv. til venstre og højre).

4.3.3. Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet i det rekreative fiskeri

I det rekreative fiskeri anvendes der hovedsagligt stang, garn og ruser (figur 4.3.12). Indsatsen i det rekreative fiskeri (antallet af indsatsdage) registreres ikke, men i 2019 var antallet af licenser til garn og rusefiskeri omkring 28.000. Antager man, at hver licenshaver i gennemsnit fisker 2 dage om året, er der altså tale om en ganske væsentlig indsats med garn og ruser (omkring 60.000 dage).

Til sammenligning var der i 2019 i det kommercielle garnfiskeri med store og mellemstore logbogspligtige fartøjer 13.505 indsatsdage, mens der i garnfiskeriet for små ikke-logbogspligtige erhvervsfartøjer var 13.916 indsatsdage. I denne sammenligning skal man dog have for øje, at de store

og mellemstore kommercielle garnbåde kan sætte mange hundrede nedgarn per fiskedag (hvert af typisk 50-60 m længde), hvor hver enkelt licenshaver i det rekreative fiskeri i henhold til lovgivningen højst må sætte 3 nedgarn med en samlet længde på maksimalt 135 m.

Selv med den lovfæstede begrænsning på 3 garn per licenshaver er der med så stort et antal licenshavere tale om en ganske betragtelig indsats i det rekreative fiskeri med garn og ruser. Med tanke på, at fiskeriet typisk drives fra små fartøjer, der ikke sejler langt fra land, må det formodes, at der lokalt foregår et ganske intensivt garn- og rusefiskeri i de kystnære områder.

5. Fiskeriernes miljøskånsomhed og bæredygtighed

5.1. Generelt

Fiskeriet påvirker livet i havet på både kort og langt sigt. Umiddelbart er fiskeriet årsag til dødelighed for primært fisk, men også for bundflora, bunddyr, havfugle og havpattedyr. Bundfauna, makroalger og ålegræs kan blive fjernet eller beskadiget ved den direkte fysiske kontakt med et bundslæbende redskab, mens havfugle og havpattedyr kan drukne i nedgarn. Bundslæbende redskaber kan også påvirke havbundens struktur og dens kemiske og fysiske karakteristika. Endelig medfører fiskeriet CO₂-udledning fra motorerne, affald i form af kasserede eller beskadigede redskaber og udsmid af fisk og andre bifangster, som returneres til havet, fordi de af den ene eller anden grund ikke ønskes bragt i land.

De langsigtede ændringer er vanskeligere at redegøre for. Fangst, udsmid og bundpåvirkning vil påvirke den relative bestands- og størrelsessammensætning af dyrelivet i havet. Det kan få konsekvenser for fiskeproduktion og energitransport op gennem fødenettet fra alger over zooplankton til bunddyr, fisk, fugle og havpattedyr. Ingen af havets arter lever i fuldstændig isolation fra andre, og fiskeribetingede ændringer i bestandene af fisk og andre dyr vil, populært sagt, brede sig som ringe i vandet og påvirke de arter, der lever af de pågældende bestande eller som konkurrerer med dem om den samme føde. På den måde kan fiskeriet ændre fødenettet og konkurrencen mellem arterne.

De ændrede dødeligheds- og vækstforhold kan på længere sigt medføre ændringer i de påvirkede arters arvmasse, fordi evolutionen vil favorisere individer med arveegenskaber, der passer til en fiskeripåvirket situation. Man ved f.eks., at nogle fiskearter i dag kønsmodnes yngre og ved en mindre størrelse end førhen, fordi fiskeriet har øget den samlede dødelighed. Den øgede dødelighed gør det fordelagtigt at kønsmodnes tidligere, så individernes gener kan nå at blive overført til næste generation, inden forældrefisken selv bliver fanget og dør.

Men det er ikke kun fiskeriets påvirkning, der betyder noget. Havenes økosystemer gennemgår samtidig store, naturlige variationer som følge af ændringer i vejr og vind, og den naturlige variation gør det vanskeligt at isolere fiskeriets langsigtede påvirkning i det samlede billede. Hertil kommer, at fiskeriet ikke er den eneste betydningsfulde menneskeskabte påvirkning. Effekten af det varmere og mere blæsende klima (f.eks. Capuzzo *et al.* 2018, Bindoff *et al.* 2019), den varierende mængde næringsstoffer, som udledes fra land eller optages fra atmosfæren (f.eks. Desmit *et al.* 2020, Bossier *et al.* 2021), og flere andre menneskeskabte presfaktorer kan også spille en rolle (Korpinen *et al.* 2021 a&b). Næringsstofferne kan forårsage hyppigere iltvind, der ligesom fiskeri med bundslæbende redskaber ændrer bundfaunaen i retning af arter med kort livscyklus, og klimaændringerne medfører en øget forekomst af sydlige arter og en tilbagegang for de nordlige.

Endelig mangler der en veldokumenteret referencesituation uden fiskeripåvirkning, der kan bruges som sammenligningsgrundlag. Fiskeriet har en lang historie i Nordeuropa, så mange af de langtidsændringer, der kunne skyldes fiskeri, kan være indtruffet, inden man for alvor begyndte at overvåge havets dyre- og planteliv på en større skala. Hvor der på kort sigt kan ses en direkte sammenhæng mellem årsag og virkning, vil det derfor på langt sigt ofte være vanskeligt eller umuligt entydigt at sige, om en ændring skyldes fiskeri, naturlige eller menneskeskabte klimaændringer, næringsstoffudledning, forurening eller helt andre faktorer.

5.2. Energiforbrug og CO₂-produktion

Brændstoffet er den vigtigste post i fiskeriets energi- og CO₂-regnskab. Livscyklusanalyser af fisk- og skaldyrprodukter viser, at selve fiskeriet (fangstprocessen) typisk bidrager med 75–95 % af produktets samlede produktion af drivhusgasser, og heraf udgør brændstofforbruget langt den største del (Ziegler *et al.* 2016). Generelt betragtes fiskeri imidlertid en energieffektiv måde at producere fødevarer på sammenlignet med produktion af landbaserede animalske produkter (Tilman & Clark 2014), men

energieffektiviteten varierer meget mellem de enkelte fiskerier, primært fordi effektiviteten både afhænger af ressourcens tæthed og af de redskabstyper, der anvendes (Avadi & Freon 2013; Parker & Tyedmers 2015). I den ene ende af skalaen, med høj energieffektivitet (lavt forbrug af brændstof per kg fanget fisk), findes fiskeri med trawl og not efter stimedannende arter, som f.eks. sild, brisling, makrel og tobis. I den anden ende af skalaen optræder fiskerier med bundtrawl efter højværdiarter, der lever spredt og tæt på eller i havbunden, som f.eks. jomfruhummere og andre krebsdyr (Parker *et al.* 2018).

Det relative energiforbrug blev i den første rapport fra 2014 estimeret specifikt for det danske fiskeri for fartøjer > 15 m som liter brændstof forbrugt per Euro landingsværdi i 2010 baseret på tal i Bastardie *et al.* 2013 (Gislason *et al.* 2014). Det kan imidlertid forventes at resultatet vil variere en del fra år til år og inden for hver redskabskategori. Det skyldes at energiforbruget, uanset om det bliver målt per kg landet eller per Euro landingsværdi, vil afhænge af bestandssituationen for hver af de arter som indgår i fiskeriet, og den kan variere kraftigt mellem årene (Ziegler & Hornborg 2014). Vi har derfor revideret beregningen så den strækker sig over en længere årrække og desuden modificeret den så den bedre tager hensyn til det enkelte fartøjs fiskeri. Det relative energiforbrug for alle danske logbogspligtige kommercielle fartøjer (dvs. fartøjer > 10 m, > 8 m i Østersøen) med AIS eller VMS er således nu blevet estimeret som et gennemsnit over perioden 2005-2019 ved at beregne brændstofforbrug, fangst og landingsværdi per fangstrejse i de forskellige fiskerier (Bastardie *et al.* submitted). Desværre kan vi ikke beregne de allermindste ikke-logbogspligtige fartøjers energieffektivitet med denne metode. For det første findes der ingen kilder med de nødvendige data til at beregne brændstofforbruget i disse fartøjer. For det andet vil der være meget stor usikkerhed forbundet med at ekstrapolere resultaterne for de store og mellemstore erhvervsfartøjer til de små ikke-logbogspligtige erhvervsfartøjer, fordi grupperne afviger fra hinanden i redskabsbrug og fiskerimønstre. Det er derfor ikke muligt at beregne brændstofforbruget i de små ikke-logbogspligtige fartøjer, og derfor kan det relative energiforbrug i disse fiskerier heller ikke vurderes. Det relative energiforbrug i det rekreative fiskeri er heller ikke kendt.

Baseret på Bastardie *et al.* (2013)'s metode, men tal for perioden 2005-2019, vurderes det at det kommercielle fiskeri, der har det laveste relative energiforbrug (målt som forbrug af brændstof divideret med vægten af landingen begge udtrykt per fangstrejse), er fiskeriet med muslingeskraber (tabel 5.2.1). Derefter kommer fiskerierne med bundtrawl efter brisling, not efter makrel, bundtrawl efter tobis, pelagisk trawl efter makrel, sild og brisling, snurrevod, bundtrawl efter sperling, skotsk vod, nedgarn, bundtrawl efter torsk og rødspætter, bomtrawl efter hestereje, bundtrawl efter rejer og bundtrawl efter jomfruhummer. Hvis man, i stedet for den mængde der er fanget, ser på fangstværdien og beregner liter brændstof per 100 kr. landet per fangstrejse får man en lidt anden rækkefølge. Her er det stadig muslingefiskeriet der er mest effektivt, og jomfruhummer og reje fiskerierne der er mindst effektive, men nu er industrifiskerierne efter sperling, tobis og brisling på grund af den lave fangstpris per kg også ret ineffektive.

Der eksisterer ikke umiddelbart en objektiv måde til at integrere energiforbrug per kg og per 100 kr. fangst i et samlet relativt indeks for energiforbrug per fangstenhed. Her har vi arbitrært valgt at give de to forskellige standardiseringer lige vægt ved at omregne hver kolonne til procent og derefter udtrykke den relative størrelse af energiforbruget på en skala fra 1 til 100 på baggrund af gennemsnittet af procenterne for hvert redskab i de to kolonner. For at tage hensyn til usikkerheden i beregningen har vi desuden brugt et system af stjerner, hvor én stjerne svarer til et relativt energiforbrug i intervallet fra 1 til 20, to stjerner til intervallet fra 21 til 40 osv., op til fem stjerner som gives i intervallet 80 til 100. Resultatet i tabel 5.2.1 viser, at jomfruhummerfiskeriet har det højeste relative energiforbrug sammen med bundtrawlfiskeriet efter rejer. Dernæst kommer bomtrawlfiskeriet efter hesterejer med 4 stjerner; bundtrawlfiskerierne efter sperling og efter torsk og rødspætte med 3 stjerner; det pelagiske trawlfiskeri, nedgarnsfiskeriet og bundtrawlsfiskerierne efter brisling, sild og tobis med to stjerner; og endelig snurrevodsfiskeriet, fiskeriet med skotsk vod og fiskeriet med muslingeskraber med én stjerne.

Tabel 5.2.1. Vurdering af det relative energiforbrug i de forskellige kommercielle fiskerier med store og mellemstore (logbogspligtige) fartøjer. Relativt gennemsnitligt energiforbrug i perioden 2005 til 2019 er vurderet som gennemsnittet af per liter diesel forbrugt per 100 kr. landingsværdi og per kg landet per fangstrejse efter omregning af de to kolonner til procent og udtrykt med stjerner på en skala fra 1 til 5 (1-20='*', 21-40='**', ..., 81-100='*****'). I vurderingen er der ikke taget højde for, at forskellige fartøjsstørrelser inden for samme fiskeri kan have forskelligt relativt energiforbrug (Bastardie *et al.* 2013). For syv af fiskerierne (markeret med bindestreg i de tre sidste kolonner) har det ikke været muligt at estimere et sammenligneligt energiforbrug på grund af manglende data. Typisk dybde er angivet i meter.

Redskaber	Primære målartsgrupper	Typisk dybde	Bundtype	Relativt energiforbrug	Liter brændstof per kg landet	Liter brændstof per 100 kr. landet	
Aktive	Muslinge-skraber	Blåmusling, hjertemusling, østers	< 20	Blandet	*	0,009	0,638
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	****	1,13	4,31
		Rødspætte	> 20	Sand	-	-	-
	Bundtrawl	Jomfruhummer, bl. Konsum	> 20	Mudder/sand	*****	1,85	6,58
		Rejer	> 20	Mudder	*****	1,72	5,85
		Sperling	> 20	Mudder/sand	***	0,21	6,98
		Torsk, rødspætte, bl. Konsum	> 20	Blandet	***	0,81	5,08
		Tobis	> 20	Sand	**	0,078	5,71
	Skotsk vod	Brisling	> 20	Blandet	**	0,067	5,22
		Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	*	0,30	1,71
Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	*	0,18	1,18	
Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet	**	0,11	4,54	
Not	Makrel	> 20	Blandet	*	0,071	1,03	
Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	Blandet	**	0,40	1,90
	Bundgarn	Ål, hornfisk	< 10	Blandet	-	-	-
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	-	-	-
	Tejner	Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	Hård	-	-	-
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	-	-	-
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet	-	-	-
	Hånd og Stangliner	Torsk	>10	Blandet	-	-	-

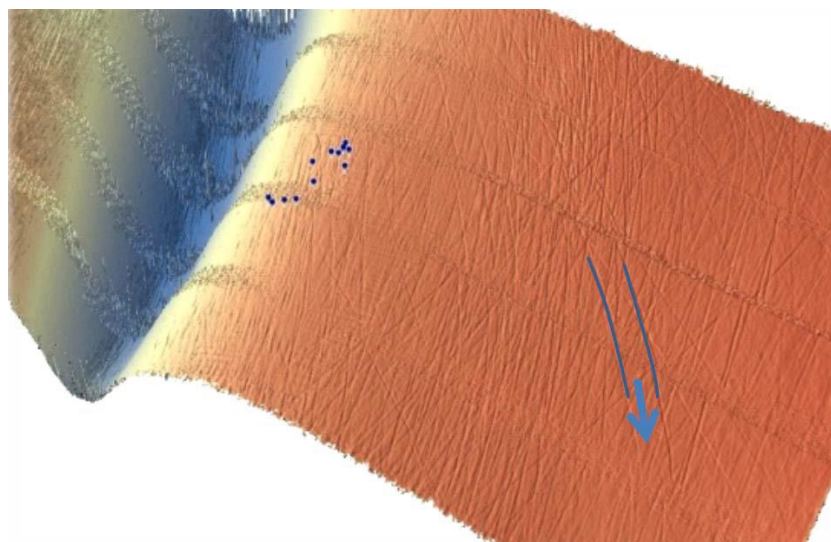
Lavt relativt energiforbrug per landet mængde eller værdi = '*'. Højt relativt energiforbrug = '*****'. Ukendt relativt energiforbrug = '-'

5.3. Mekanisk-fysisk påvirkning af havbunden

5.3.1. Direkte påvirkning

Havstrategidirektivet pålægger EU's medlemslande at sikre "god miljøtilstand" (GES) i havet inden for landenes økonomiske zoner (EEZ). En af deskriptorerne for god miljøtilstand, "havbundens integritet" (deskriptor 6), omfatter specifikt de geofysiske og -kemiske (såvel som de biologiske) bundforhold (Rice *et al.* 2011).

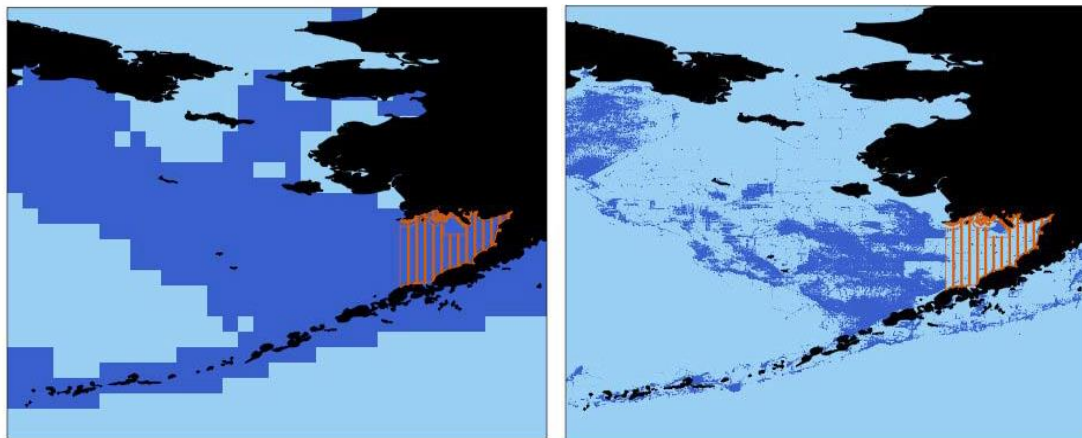
En global undersøgelse viser, at ca. 14 % af verdenshavenes kontinentalsokler og -skrænter (0-1000 m dybde) bundtrawles, og at nogle af de højeste fiskeritryk findes i europæiske farvande, herunder i Skagerrak og de dybere dele af Kattegat. Men fiskeriaktiviteterne er geografisk meget ujævnt fordelt, og størstedelen af fiskeriet klumper sig sammen på mindre arealer (Amoroso *et al.* 2018a). I årene 2008-2012 foregik 90 % af det internationale trawlfiskeri i Skagerrak og Kattegat på 33 % af det samlede areal, mens det tilsvarende tal i Nordsøen var ~ 40 % og i den vestlige Østersø ~ 27 % (Amoroso *et al.* 2018a). Andre lignende beregninger viser at dansk fiskeri med bundtrawl i årene 2005-2016 i gennemsnit påvirkede 44 % af havbunden i den danske del af Nordsøen, Skagerrak og Kattegat i et givet år, og 35 % af bunden i den danske del af Østersøen (DTU Aqua 2017). Hvis man begrænsede det danske fiskeri med bundsløbende redskaber til dets kerneområde, hvor 90 % af indsatsen foregik, ville de tilsvarende tal for de to områder være henholdsvis 26 % og 27 % (DTU Aqua 2017). I tre fjerdedele af det danske havområde er det danske fiskeri med bundsløbende redskaber således beskedent eller nul.



Figur 5.3.1. Spor efter trawlskovle på bunden af Kattegat. Billedet stammer fra en undersøgelse af havbunden med et multibeam-ekkolod. Arealet af det kortlagte område er ca. 3 km². Sporene ligger i parallelle linjer med en afstand på ca. 50 m og stammer fra de to skovle, som hvert trawl er forsynet med. De to blå linjer viser et eksempel på et trawlspor med angivelse af den formodede sejlrøretning (blå pil) ud fra voldenes placering. Inden for området ses der ca. 70 individuelle trawlspor. Det vides ikke, hvor lang tid det tager, før et trawlspor forsvinder igen, og man kan derfor ikke bruge antallet af spor i området til at vurdere den aktuelle trawlings intensitet (fra Hansen & Blomquist 2018).

I andre undersøgelser har man imidlertid fundet langt højere tal for arealet af det område, som påvirkes af fiskeri med bundsløbende redskaber. Det skyldes hovedsagelig, at man har brugt andre metoder og indikatorer. I langt de fleste af disse undersøgelser har man opdelt havområdet i små delområder og beregnet påvirkningen i hvert delområde. Beregningerne i Amoroso *et al.* (2018a) bygger en antagelse om at trawlsporene er jævnt fordelt i hvert delområde. I andre undersøgelser har man anset et delområde for at være 100% befisket, hvis blot et enkelt fartøj havde taget et enkelt trawltræk i det pågældende delområde. Denne beregningsmetode giver derfor et højere estimat af det samlede område der påvirkes af bundsløbende redskaber, end hvis man bruger antagelsen fra Amoroso *et*

al.(2018a) og anvender den faktiske arealpåvirkning fra de enkelte trawlspor til at beregne det befiskede område. I Danmarks havstrategis basisanalyse (MFVM 2019) benyttede man for eksempel metoden med at anse et delområde på $0,05^\circ \times 0,05^\circ$ for at være befisket, hvis der blot havde været et enkelt trawltræk i delområdet og basisanalysen nåede på denne måde frem til, at hele 80% af havbunden inden for den danske EEZ blev forstyrret af det samlede internationale fiskeri med bundsløbende redskaber i 2013. Som figur 5.3.2 illustrerer betyder delområdernes størrelse imidlertid rigtig meget for det endelige resultat når man bruger denne antagelse (Amoroso *et al.* 2018b).



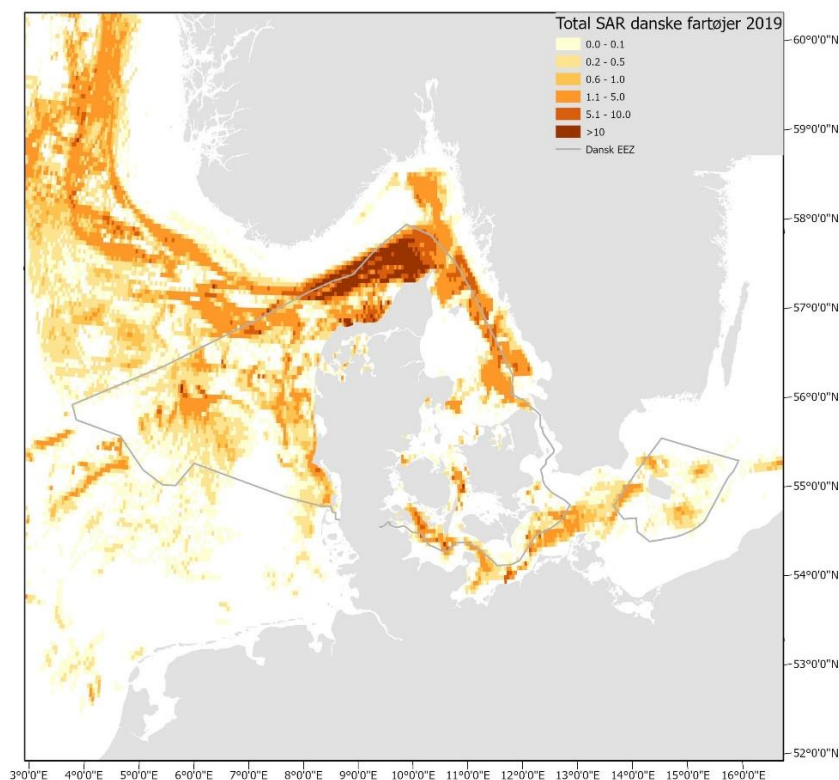
Figur 5.3.2. Eksempel på beregning af den andel af det samlede område bundtrawlfiskeriet dækker i det nordlige Stillehav. De mørkeblå områder angiver det område som tilsyneladende påvirkes af bundsløbende redskaber, hvis man beregner det påvirkede område med en geografisk opløsning på henholdsvis $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ (til venstre) eller på $0,01^\circ \times 0,01^\circ$ (til højre). I det første tilfælde får man det indtryk at 48% af havbunden påvirkes af bundsløbende redskaber, mens det i den højere geografiske opløsning til højre kun er 9%. Det skraverede havområde i højre side af begge figurer er lukket for fiskeri med bundsløbende redskaber (fra Amoroso *et al.* 2018b).

For de danske havområder har DTU Aqua ligeledes opgjort det areal, som årligt dækkes af dansk fiskeri med bundsløbende redskaber inden for mindre områder på $0,05^\circ \times 0,05^\circ$. I hvert af de mindre områder har man desuden beregnet den såkaldte 'surface area ratio', ved at dividere det påvirkede areal med det samlede areal af området. Områdernes størrelse er ICES standard og svarer på vores breddegrader til ca. $5,56 \times 3,09$ km eller ca. 17 km^2 (figur 5.3.3). Som det fremgår fandt man den højeste intensitet i fiskeriet med bundsløbende redskaber i 2019 i det sydlige Skagerrak, hvor bundsløbende redskaber i gennemsnit passerede hen over den samme kvadratmeter havbund mere end 10 gange i løbet af året.

I de allernyeste analyser er man nået op på en opløsning på 100×100 m (Ole Ritzau Eigaard, DTU Aqua, pers. komm.), se afsnit 6.2.1. Med denne opløsning, som svarer til at hvert 17 km^2 område er delt op i 1700 mindre områder, har det samlede danske fiskeri med bundsløbende redskaber berørt ca. 32,5 % af havbunden i den danske EEZ i perioden 2015-2020. Det betyder med andre ord at 67,5% af havbundsarealet slet ikke er blevet påvirket af dansk fiskeri med bundsløbende redskaber i løbet af de seneste 6 år. Desværre er det ikke så let at lave så detaljerede beregninger for de andre landes fiskerier i den danske EEZ, for oplysningerne er ikke umiddelbart tilgængelige.

Når fiskeriet finder sted i områder med finkornet sediment, kan den mekaniske påvirkning fra de tungere redskabskomponenter, som f.eks. trawlskovle, lave dybe furer i havbunden (Lucchetti & Sala 2012; Buhl-Mortensen *et al.* 2013), se figur 5.3.1. Både skovle, mellemliner og den underste del af trawlen, ruppen, vil desuden hvirvle bundmateriale op. Det ophvirvlede materiale kan midlertidigt nedsætte lysgennemtrængningen til havbunden, og når det bundfælder sig kan det tildække både planter og bunddyr (Riemann & Hoffmann 1991, Short & Wyllie-Echeverria 1996, Strydom *et al.* 2017a&b). I en undersøgelse i et svensk lukket område viste sedimentfanerne efter trawling sig dog at bundfælde sig

indenfor 0,5-5 timer efter en trawlpassage, hvorfor effekten blev anset for at være af mindre betydning (Linders *et al.* 2018a). Tilsvarende resultater med en sedimentfane på typisk 2-400 m's længde og med en varighed på få timer blev fundet for en muslingeskraber på sand og mudderbund i Lovns Bredning i Limfjorden (Pastor *et al.* 2020).



Figur 5.3.3. Surface Area Ratio (SAR). Det gennemsnitlige antal gange et bundsløbende redskab passerede hen over en kvadratmeter bund i forskellige områder af den Danske EEZ i 2019. Baseret på rekonstruktion af trawlspor ud fra VMS og en geografisk opløsning på 0,05° x 0,05°. Inkluderer kun store og mellemstore logbogspligtige danske fiskefartøjer (fartøjer > 12m).

Beregninger af fiskeriets ophvirvling af bundmateriale i danske kystfarvande viser, at trawlfiskeri og muslingeskrab på lavt vand kun medfører en relativt lille forøgelse af den samlede mængde ophvirvlet bundmateriale i vandsøjlen og en beskedent reduktion af lysgennemtrængningen til havbunden, når man sammenligner med den naturlige ophvirvling, som forårsages af bølger og strøm (Petersen *et al.* 2020). På dybere vand er den naturlige ophvirvling mindre, så her betyder trawlfiskeriet relativt mere for den samlede ophvirvling af bundmateriale og kan f.eks. nogen steder bidrage signifikant til transporten af uorganisk og organisk bundmateriale fra kontinentalsoklen og kontinentalskrænten til dybhavet (Martín *et al.* 2014a&b, Oberle *et al.* 2016, Diesing *et al.* 2021).

Bundsløbende redskaber som hvirvler bundmateriale op fra bunden, vil samtidig ilte bundmaterialet og det bundnære havvand. Under naturlige forhold er iltindholdet i bundmaterialet betinget af kornstørrelsen, strømforholdene og mængden af organisk materiale, og det er af stor betydning for de dyr, der lever i og på bunden. Iltningen af det ophvirvlede bundmateriale vil øge nedbrydningen af organiske stoffer og medføre en øget CO₂-produktion. Effekten af iltningen vil typisk være større på mudderbund end på sandbund (Sciberras *et al.* 2016). Ophvirvlingen af bundmateriale og en øget nedbrydning af den organiske del vil samtidig frigøre næringsstoffer til vandsøjlen, som på sigt kan medføre en øget planktonproduktion, der igen kan nedsætte lysgennemtrængningen og påvirke iltforholdene (Couceiro *et al.* 2013).

I områder med permanent eller periodisk lave iltniveauer ($\leq 4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ havvand) kan fysisk forstyrrelse af havbunden føre til frigivelse af svovlbrinte og sedimentbundne næringsstoffer. Dette kan forringe iltniveauet yderligere og lede til bundvendinger (Boudouresque *et al.* 2009, Holmer *et al.* 2003, Petersen *et al.* 2020). Bradshaw *et al.* (2012) har endvidere påvist, at trawlaktivitet kan re-mobilisere miljøfarlige stoffer, hvis de er lagret i bunden. Fiskeri med bundsløbende redskaber kan på den måde også direkte kemisk påvirke havbundens organismer.

Der findes kun få undersøgelser af den direkte mekanisk-fysiske påvirkning for de specifikke danske fiskerier, der er defineret i tabel 4.2.1, 4.2.2 og 4.2.3. Derfor kan disse fiskeriers mekanisk-fysiske påvirkning af bunden kun vurderes generelt ud fra den eksisterende litteratur om sammenlignelige redskabstyper. I litteraturen er der primært fundet videnskabelige resultater med relevans for bundsløbende redskaber (skrabere, bomtrawl, bundtrawl og vod), formentligt fordi passive redskaber såsom nedgarn, ruser og tejner har en begrænset bundpåvirkning (Suuronen *et al.* 2012, Savina *et al.* 2018, Hornborg *et al.* 2017, Kopp *et al.* 2020). En vurdering af det rekreative fiskeris mekanisk-fysiske påvirkning af havbunden vil udelukkende være baseret på analogier, da der intet empirisk materiale findes.

DTU Aqua har for nylig publiceret en større litteraturbaseret analyse af potentielle fiskerieffekter i de kystnære vandområder i Danmark (Petersen *et al.* 2018). De væsentligste påvirkningsmekanismer, der beskrives i Petersen *et al.* (2018), blev identificeret via et systematisk litteraturstudie, der viste, at den største påvirkning sker, når bunden ikke før har været befisket, og når redskaberne trænger dybt ned i bunden (Hiddink *et al.* 2017, Sciberras *et al.* 2018). To oversigtsstudier har desuden estimeret og rangordnet den typiske dybdepåvirkning for de forskellige hovedtyper af bundsløbende redskaber ud fra eksperimentelt baserede resultater i litteraturen (Eigaard *et al.* 2016, Hiddink *et al.* 2017). Primært baseret på resultaterne fra disse to oversigtsstudier og den systematiske litteraturgennemgang i Petersen *et al.* (2018) er de enkelte danske kommercielle fiskerier med logbogspligtige fartøjer tildelt en umiddelbar bundpåvirkningsgrad fra 1 til 5 (tabel 5.3.1).

Den redskabstype, der alt andet lige (dvs. når man går ud fra samme størrelse befisket areal) vurderes til at have den største umiddelbare fysiske påvirkningsgrad er (i) skrabere til blåmuslinger og andre muslinger (tabel 5.3.1). Det er ikke overraskende, da skraberens formål netop er at løsrive og opsamle nedgravede eller fasthæftede muslinger fra bunden. Derefter kommer fiskerierne med ii) bomtrawl efter rødspætter, iii) bundtrawl efter jomfruummer og blandet konsum, samt efter rejer, sperling, torsk og rødspætte, iv) bomtrawl efter hestereje, skotsk vod efter torsk, kulmule og rødspætte, bundtrawl efter tobis, sild og brisling samt snurrevod efter rødspætter og torsk, v) nedgarn, bundgarn, ruser, tejner og bundsatte langliner.

Vurderingen af påvirkningsgraden af de forskellige redskabstyper for små erhvervsaktive fiskefartøjer uden logbogspligt følger vurderingen for de store og mellemstore fartøjer (tabel 5.3.1.). De mest udbredte redskabstyper i det rekreative fiskeri er garn og ruser, der vurderes til at have den laveste fysiske påvirkning af havbunden på en skala fra 1 til 5 (som for erhvervsfiskeri med garn). Det rekreative fiskeri med stang og line vurderes til at have en ubetydelig fysisk påvirkning af havbunden.

For fiskerierne med skraber, bomtrawl, bundtrawl, skotsk vod og snurrevod har det været muligt at estimere det totale antal kvadratmeter, der er blevet påvirket af hvert fiskeri i 2019 (ICES 2019c, e, f). Dette areal er efterfølgende blevet standardiseret med fiskeriernes landinger i kg og kr., så man kan sammenligne på tværs af fiskerier (tabel 5.3.1). Målt per kg har muslingeskraberen den laveste påvirkning med $0,5 \text{ m}^2$ per kg muslinger. I toppen ligger skotsk vod og snurrevod med henholdsvis $13.161 \text{ m}^2/\text{kg}$ og $6.028 \text{ m}^2/\text{kg}$. Herefter kommer bundtrawlfiskerierne efter rejer ($5.414 \text{ m}^2/\text{kg}$), efter jomfruummer og blandet konsum ($3.902 \text{ m}^2/\text{kg}$) og efter torsk, rødspætte og blandet konsum ($4.272 \text{ m}^2/\text{kg}$). Bundtrawlfiskerierne efter sild og brisling ($13 \text{ m}^2/\text{kg}$) og efter tobis ($31 \text{ m}^2/\text{kg}$) ligger meget lavt, mens fiskeriet efter sperling ligger noget højere ($158 \text{ m}^2/\text{kg}$). Bomtrawlfiskerierne efter hestereje ($302 \text{ m}^2/\text{kg}$) og efter rødspætter ($626 \text{ m}^2/\text{kg}$) ligger i den høje ende, men alligevel en faktor 5-10 lavere end

fiskerierne med bundtrawl efter konsumfisk. Arealpåvirkningen per 100 kr. landet afspejler i store træk påvirkningen per kg landet, men er selvfølgelig relativt større for arter med en lav værdi, f.eks. sperling, tobis og brisling. Der findes ikke en objektiv måde at vægte det påvirkede areal per kg og per 100 kr. sammen til et samlet relativt indeks. Her har vi ligesom i afsnit 5.2 subjektivt ladet de to forskellige standardiseringer få samme vægt ved at omregne hver kolonne til procent og udtrykt den relative arealpåvirkningen ud fra gennemsnittet af de to kolonner ved hjælp af stjerner.

Tabel 5.3.1. Vurdering på en skala fra 1 til 5 af den umiddelbare mekanisk-fysiske bundpåvirkning fra de forskellige kommercielle fiskerier med logbogspligtige fartøjer i 2019. I vurderingen er redskabsbredden ikke indregnet. Det er således kun effekten af den umiddelbare fysiske påvirkning i sporet fra redskabet, der er vurderet. Fire af fiskerierne (tomme felter) vurderes ikke at påvirke bunden fysisk. Typisk fiskeridybde er angivet i meter. For de forskellige fiskerier med skrabere, bomtrawl og bundtrawl er det desuden regnet ud, hvor mange m² havbund der påvirkes per kg og per 100 kr. fisk og skaldyr der er landet. Tallene afhænger både af redskabets størrelse og af bestandstætheden for målarterne. Den relative størrelse af det påvirkede areal er beregnet ud fra summen af påvirkning per kg og per 100 kr. landet efter omregning af de to kolonner til procent. Beregningerne af redskabernes arealpåvirkning er lavet i henhold til ICES standarder (ICES, 2019f).

Redskaber	Primære Målarts-grupper	Ty-pisk dybde	Bund-type	Umiddel-bar fysisk bundpå-virkning	Antal m ² påvirket per kg landet	Antal m ² påvirket per 100 kr. landet	Relativ størrelse af påvirket areal	
Aktive	Muslinge-skraber	Blåmusling, hjertemusling østers	< 20	Blandet	*****	0,5	23	*
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	**	302	1.398	*
		Rødspætte	> 20	Sand	****	626	2.690	*
	Bundtrawl	Jomfruhummer, bl.konsum	> 20	Mudder/sand	***	3.902	9.399	**
		Rejer	> 20	Mudder	***	5.414	17.024	**
		Sperling	> 20	Mudder/sand	***	158	8.000	*
		Torsk, rødspætte, bl.konsum	> 20	Blandet	***	4.272	22.104	**
	Skotsk vod	Tobis	> 20	Sand	**	31	1.607	*
		Sild og Brisling	> 20	Blandet	**	13	644	*
		Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	**	13.161	61.586	*****
Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	**	6.028	31.707	***	
Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet					
Not	Makrel	> 20	Blandet					
Passive	Nedgarn	Torsk, rødsp., tunge	> 10	Blandet	*	-	-	-
	Bundgarn	Ål, hornfisk	< 10	Blandet	*	-	-	-
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	*	-	-	-
	Tejner	Hummer, taskekrabbe, konksnegl	> 10	Hård	*	-	-	-
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	*	-	-	-
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet				
Hånd- og stangliner	Torsk	>10	Blandet					

Højeste grad af umiddelbar, fysisk bundpåvirkning eller stort areal påvirket per landet mængde eller værdi = '*****'. Lav påvirkning = '*'. Ingen påvirkning=' '. Ukendt påvirkning='-'

5.3.2. Langtidsændringer

Fiskeri med bundsløbende redskaber kan over tid forårsage en omlejring af havbunden, så den bliver blødere og mere ensartet. Større sten, ral og skalgrus vil spredes og synke ned i det blødere sediment, strømribber og -banker vil omlejres og udviskes, og forhøjninger på havbunden udformet af gravende og fastsiddende fauna vil blive nedbrudt (Schwinghamer *et al.* 2010, Depestele *et al.* 2018, Tiano *et al.* 2020). Disse processer vil især have betydning på dybt vand, for her er den naturlige fysiske påvirkning af havbunden fra storme og bølger meget mindre end den er på lavt vand (Puig *et al.* 2012).

Når den mekanisk-fysiske påvirkning fra bundsløbende redskaber reducerer antallet af dyr, der graver i havbunden og ilter bundmaterialet, kan det endvidere forårsage langtidsændringer i havbundens udveksling af næringsstoffer med det overliggende vand (Olsgard *et al.* 2008). Gravende bunddyr har betydning for de bio-geokemiske processer, der er vigtige for bundmaterialets struktur, for ventilation og iltning af bunden samt for omsætning af næringsstoffer og svovlbrinte. De fiskeribetingede ændringer i bundlagets fysiske struktur og i de bio-geokemiske processer påvirker bundfaunaen. De direkte effekter af fiskeri kan derfor medføre afledte, og i nogle tilfælde irreversible, langtidsændringer i havbundens og de dertil knyttede bundøkosystemers struktur og funktion. Omfanget af disse ændringer varierer med intensiteten af fiskeripåvirkningen (Pilskaln *et al.* 1998, Løkkeborg 2005, Sciberras *et al.* 2018, Tiano 2020).

Fysisk forstyrrelse af havbunden med bundsløbende redskaber vil medføre ophvirvling, transport og aflejring af finere partikler og organisk materiale fra bunden i og omkring trawlsporet. Ophvirvlingen vil på kort sigt øge iltningen af det organiske materiale, som vil fremme den bakterielle nedbrydning, frigivelsen af næringsstoffer og produktionen af CO₂ i vandsøjlen (Almroth-Rosell *et al.* 2012, Bradshaw *et al.* 2012, O'Neill & Ivanovic 2016, Legge *et al.* 2020, Sala *et al.* 2021, Diesing *et al.* 2021). Hvorvidt bundsløbende redskaber ved at ophvirvle og ilte det organiske bundmateriale samlet set bidrager til en øget CO₂-koncentration i atmosfæren og dermed til drivhuseffekt og klimaændringer er imidlertid både omdiskuteret og usikkert (Luisetti *et al.* 2019, Legge *et al.* 2020, Sala *et al.* 2021, Diesing *et al.* 2021). Den øgede CO₂-produktion i vandsøjlen bliver, på grund af den samtidige frigivelse og produktion af næringsstoffer, modvirket af en øget produktion af planktonalger. Algerne vil efterhånden synke ned på bunden og på den måde fjerne CO₂ fra vandsøjlen. Samtidig vil bundsløbende redskaber ændre bundfaunaens sammensætning og dens bearbejdning og iltning af havbunden. Foreløbige beregninger viser, at en øget CO₂-produktion på grund af bundtrawling potentielt kan være en vigtig komponent i det globale CO₂-regnskab (Sala *et al.* 2021). Den nuværende viden om nettoresultatet af de mange modsatrettede processer er dog endnu ikke tilstrækkeligt god til, at man kan beregne bundtrawlingens nettoproduktion af CO₂ til atmosfæren (Luisetti *et al.* 2019, Legge *et al.* 2020, De Borger *et al.* 2021, Diesing *et al.* 2021). Der er behov for at udvikle nye metoder til at vurdere fiskeriets langsigtede påvirkning af transporten af bundmateriale og kulstof i havet og af de fysiske og kemiske forhold i havbunden (Linders *et al.* 2018b).

5.4. Tabte redskaber og andet fast affald fra fiskeriet

Marint affald er defineret som menneskeligt produceret eller forarbejdet materiale, som bevidst eller ubevidst er efterladt på havet eller stranden, eller efterladenskaber som via vandløb eller spildevand tilføres havet direkte fra det omgivende land (især kystnære byområder) eller fra luften (Galgani *et al.* 2010). Flere internationale organisationer (f.eks. Nordisk Ministerråd, HELCOM, OSPAR og FN) har fået øjnene op for de miljøproblemer, der kan være forbundet med marint affald. Eksempelvis har EU med deskriptor 10 i havstrategidirektivet et særskilt fokus på marint affald. To nyligt afsluttede projekter af relevans for Danmark bør omtales her: MARELITT Baltic, et EU-Interreg-projekt, havde til formål at reducere effekten af mistede fiskeredskaber på Østersøens miljø. Projektet dækkede mange aspekter af problemet, såsom kortlægning, oprensning, genanvendelse og forebyggelse (MARELITT). Clean Nordic Oceans, et projekt under Nordisk Ministerråd, var et nordisk netværksprojekt, hvis formål var at udveksle viden og erfaring om metoder til at reducere effekten af såkaldt spøgelsesfiskeri og marint

affald generelt samt at øge genanvendelsen af udtjente fiskeredskaber og spørgelsesnet fra både kommercielt og rekreativt fiskeri (Langedal *et al.* 2020).

De skadelige effekter ved marint affald kan opdeles i tre overordnede kategorier (Hansen *et al.* 2012):

- Social – reduktion af den æstetiske og rekreative værdi samt offentlighedens sikkerhed og sundhed.
- Økonomisk – tab af indtægter pga. nedgang i turisme, beskadigelse af fartøjer og fiskeudstyr, påvirkning af akvakultur og kølevandsindtag o.l. i industrien samt omkostninger til oprydning og bortskaffelse.
- Økologisk – sundhedsskadelig effekt på fisk, dyr og planter enten ved direkte fysisk kontakt med det marine affald eller grundet afledte effekter forårsaget af indtag (Lusher *et al.* 2017, Sørensen *et al.* 2013) og optag af marint affald, herunder mikropartikler, samt de miljøfarlige stoffer der kan sidde på deres overflade. Desuden udgør affald, som flyder på havoverfladen, et transportmedie for utilsigtet spredning af ikke-hjemmehørende (herunder invasive) arter.

Fiskerierhvervet formodes at udgøre en vigtig kilde til marint affald, selvom det er svært at vide, præcis hvor stor en andel af den samlede affaldsmængde i havet, der stammer fra fiskeri. DTU Aqua har eksempelvis på egne togter i Østersøen observeret garnrester, olieflasker/-klude og andet affald fra erhvervsfartøjer og maritime erhverv. Afhængigt af vægtfylde vil noget af fiskeriaffaldet bundfældes, mens andet vil flyde rundt for eventuelt at ende på land. Den del af det samlede affald, der hidrører fra fiskeri, varierer. Noget af det fiskerirelaterede affald driver ind på strandene og optræder især talrigt på stranden langs havområder hvor der foregår et intensivt fiskeri, f.eks. langs den nordlige del af Nordsøen og i Skagerrak (Strand *et al.* 2016, Feld *et al.* 2019). Det affald, der ender på havbunden, er i de senere år blevet registreret systematisk på de internationale fiskebestandsovervågningstogter. Data fra togter med bundtrawl viser, at der i perioden 1992-2017 blev fanget et stort set konstant antal affaldsemner per arealenhed i Nordsøen, at mellem 65 % og 79 % af affaldet i 2011 bestod af plastik, og at omtrent halvdelen af disse plastikstykker kunne spores tilbage til fiskeri (Maes *et al.* 2018). I Østersøen, Bælthavet og Kattegat blev der ligeledes i perioden 2009-2014 fundet et konstant antal affaldsstykker per trawltræk (Zablotski & Kraak 2019). Plastik udgjorde her 35 % af affaldet, og mellem 2 % og 6% af det samlede affald blev vurderet til at stamme fra fiskeri.

Affald, der ender i havet, vil efterhånden nedbrydes. Plastik fra fiskenet nedbrydes f.eks. med tiden til mikro- (< 5 mm) og nanoplast (< 100 nm), som kan optages af dyr og transporteres op gennem fødenettet. Produktion og anvendelse af plastik er generelt vokset eksponentielt siden 1950'erne og forventes fortsat at stige. I 2010 blev der på verdensplan tilført havet mellem 4,8 og 12,7 millioner tons plastik (Lusher *et al.* 2017). Selvom forladte, mistede eller kasserede fiskenet og -redskaber antages at være en vigtig kilde til plastik i havet, kendes fiskeriets relative betydning for den samlede mængde af mikro- og nanoplast i havet ikke. Den mikro- og nanoplast som indtages af akvatiske organismer, herunder kommercielt udnyttede fisk og skaldyr, indeholder et mix af kemikalier, såkaldte additiver. Ydermere er de i stand til at fastholde og opkoncentrere ikke-nedbrydelige, bio-akkumulerende og giftige forurenende stoffer på deres overflade. Akvatiske organismers indtag af mikroplast med adsorbere stoffer er derfor blevet betragtet med bekymring, og laboratorieeksperimenter har da også påvist skadelige effekter af indtag, men ofte kun ved koncentrationer der langt overstiger dem, man finder i naturen. I vilde akvatiske organismer er mikroplast oftest blevet fundet i dyrenes tarmsystem. En analyse af torske- og sildemaver fra Østersøen fandt således mikroplastikfibre (> 100 µ) i 23 % af de undersøgte fisk (Lenz *et al.* 2016). Undersøgelser fra Skotland (Murray & Cowie 2011) har endvidere fundet syntetiske fibre i maverne på jomfruhummer, som sandsynligvis stammede fra nedslidning af fiskeredskaber. Der er p.t. ingen observationer, der tyder på, at indtag af mikroplast har haft negative effekter på vilde bestande (Petersen *et al.* 2018), men på grund af den forventede fremtidige stigning i mængden af mikro- og nanoplast i havet er det nødvendigt med yderligere forskning, så man kan være sikker på denne konklusion.

Mistede fiskeredskaber i form af "spøgelsesnet" fra såvel erhvervsfiskeriet som fra det rekreative fiskeri kan fortsætte med at fange fisk og andre organismer (såkaldt spøgelsesfiskeri). Oprydningstogter i f.eks. Sverige og Norge indikerer, at mistede fiskeredskaber udgør en væsentlig kilde til marint affald. Det er især ved fiskepladser med strukturelt komplekse bundforhold (rev, vrage osv.), at risikoen for at miste fiskeredskaber er stor. Konflikter mellem forskellige marine aktører, f.eks. mellem skibsfart og garnfiskeri eller mellem fiskeri med aktive redskaber og fiskeri med passive redskaber, medfører imidlertid også, at passive redskaber mistes. Garnfiskerne i Nordsøen har flere gange klaget over, at hollandske bomtrawlere trawler gennem deres garn, selvom de er tydeligt afmærket. Men et trawl kan også mistes, hvis det hænger fast i forhindringer på bunden, såsom rørledninger og efterladenskaber fra olieindustrien f.eks. brøndhoveder fra gamle borer (Rouse, Hayes & Wilding 2020). Oprydningstogter fra Norge har vist, at mængden af affald kan være omfattende, og at affaldet kan bestå af alt fra hele tejer, garn og trawl til wirer, tov og garndeje (Hansen *et al.* 2012). Egekvist *et al.* (2017) undersøgte det geografiske overlap mellem aktive og passive redskaber for at udpege områder, der potentielt kunne være hotspots for mistede passive redskaber, men omfanget af mistede fiskeredskaber er ikke tidligere blevet systematisk undersøgt i danske farvande. DTU Aqua gennemfører i 2019-2021 et projekt, der bl.a. skal identificere hotspot-områder for spøgelsesnet, estimere mængden af spøgelsesnet, vurdere omfanget af spøgelsesfiskeri samt estimere omkostningerne ved oprensning af spøgelsesnet både på den jævne bund og på vrage.

På havbunden i danske farvande findes der mange tusinde vrage af sunkne fartøjer, som per definition kan betragtes som marint affald. Faunaen omkring og på vrage er ofte arts- og individrig, tit i en grad så der forekommer "vragfiskeri" med garn på de fisk, som vrage tiltrækker. Et sådant vragfiskeri vil uundgåeligt medføre, at garn kan hænge fast i vrage og mistes, men fortsætte med at fiske.

Kommunernes Internationale Miljøorganisation (KIMO) har deltaget i en international kampagne "Fishing for litter", hvor erhvervsfiskere tilskyndes til at aflevere bifangst af marint affald i havnene, og Danmark tilsluttede sig i 2010 OSPAR's "Fishing for litter"-anbefaling. Ifølge EU Regulativ No. 1224/2009 par. 48 skal erhvervsfiskere forsøge at bjærge de fiskeredskaber, de mister, og hvis det ikke kan lade sig gøre, rapportere tabet til fiskerimyndighederne.

Ilandbringelse af affald samt bjærgning og ilandbringelse af tabte redskaber indgår også som en del af det kodeks, som fiskerne skal skrive under på, hvis de vil dækkes af en af DFPO's MSC-certificeringer (se <http://mscfiskere.fiskeriforening.dk/>). Mange fiskere afleverer således deres affald i havnene, hvor de kan komme af med det, men mængde og type bliver ikke opgjort systematisk. Der er en enkelt virksomhed i Danmark, Plastix A/S, som har specialiseret sig i genbrug af fiskenet til produktion af plastikgranulat, som kan bruges til fremstilling af plastikemballage og en lang række andre plastikprodukter (<https://plastixglobal.com/>).

5.5. Udsmid/discard af uønsket fangst

5.5.1. Generelt

Fiskerne har altid smidt den del af fangsten, som af den ene eller anden årsag var uønsket, tilbage i havet. Det, der smides tilbage, kaldes udsmid, discard eller genudsætning. Før 2015 var det ligefrem lovpligtigt at genudsætte den del af fangsten, der var under den mindste lovlige landingsstørrelse (mindstemålet). I 2013 ændrede EU-kommissionen imidlertid sin holdning til udsmid, så man de efterfølgende år gradvis pålagde fiskerne at ilandbringe en stadig større del af den fangst, der var under mindstemålet, den såkaldte mindste referencestørrelse (EU 1380/2013). Fisk, der er under referencestørrelsen, og som i dag skal bringes i land, må ikke sælges til konsum, men kan afsættes til fiskemelsindustrien til en noget lavere pris.

Hensigten med den nye regel, landingsforpligtelsen, var at bringe udsmidet til ophør og dermed skabe et incitament til, at fiskerne undgik at fange de mindste fisk (Catchpole *et al.* 2017, Borges & Lado 2019). Den nye landingsforpligtelse blev fra 2015 gradvis implementeret både med hensyn til hvilke

områder og hvilke fiskerier der var omfattet. Desuden blev det muligt at blive undtaget for landingsforpligtelsen, hvis man enten kunne bevise 1) at en given art i et givet fiskeri havde en høj overlevelse ved genudsætning, 2) at det ville være meget vanskeligt at undgå bifangsten, eller 3) at det var meget omkostningsfyldt for fiskerne at processere de uønskede fangster. I de sidste to tilfælde kunne man dog højst få lov til at have et samlet udsmid på op til 5 % af den totale fangst.

Det var tanken, at landingsforpligtelsen skulle være fuldt implementeret i alle danske farvande og fiskerier i 2019. Reguleringerne er på plads, men i virkeligheden finder der forsat en del udsmid sted i forskellige danske fiskerier, ligesom udsmid forsat er almen praksis i de øvrige EU-lande. EU-Kommissionen har vurderet implementeringen af landingsforpligtelsen og konkluderer på basis af indberetninger fra medlemslandene, at overholdelsen af bestemmelserne er lav, at det er meget små mængder fisk under mindstemålet, der indberettes som landet, at der stadig er et betydeligt udokumenteret udsmid, og at der arbejdes for lidt med at forbedre selektiviteten i redskaberne (EU 2020b, Borges 2021).

Hovedårsagerne til udsmid anses ifølge Feekings *et al.* (2012) at være:

- Fisken er under mindste referencestørrelse (og skal derfor sælges til en lavere pris).
- Kvoten for en given art er opbrugt, men fiskeren har stadig kvote for andre arter, hvorfor fiskeriet fortsætter, og den art, hvor kvoten er opbrugt, smides ud. Dette kaldes "choke species"-problematikken, dvs. at en enkelt art potentielt kan stoppe et helt fiskeri.
- De mindre fisk kasseres, selv om de er over mindstemålet, for at optimere den samlede fangstværdi (kaldet "high-grading"). Dette skyldes, at de større individer for langt de fleste arter opnår en noget højere landingspris per kg end de mindre individer.
- Fisken ikke kan afsættes eller opnår for lav en pris, til at fiskeren kan sælge den for en sum, der dækker omkostningerne ved håndtering og landing af den pågældende art (et eksempel kan være skrubber i den østlige Østersø).
- Fisken ikke er konsumegnet.
- Arten har en høj overlevelse, og det er derfor tilladt at genudsætte den. For visse arter har man påvist en forholdsvis høj overlevelse ved korrekt håndtering ombord. Det drejer sig blandt andet om en del fladfisk, f.eks. rødspætter, og jomfruhummer. Overlevelsen er dog meget afhængig af årstid og redskab.
- Arten er truet. Fiskerne er f.eks. pålagt at genudsætte en del haj- og rokkearter, fordi mange bruskfisk er truede, men har vist sig at have en god overlevelse efter genudsætning.
- Der er pladsproblemer. Hvis en fisker får en stor fangst og mangler plads ombord, vil han typisk smide den mindst værdifulde del af fangsten ud igen.

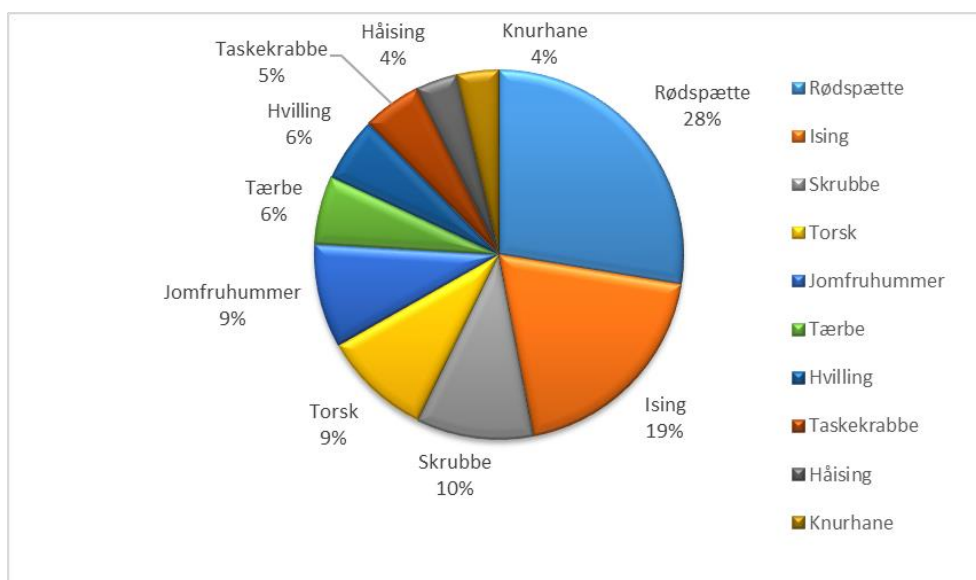
DTU Aqua har siden 1991 haft et observatørprogram ombord på tilfældigt udvalgte kommercielle danske fartøjer for at bestemme arten, størrelsen og antallet af fisk, der smides ud. Oplysningerne om udsmid per område, redskab og art benyttes i bestandsanalyserne og rådgivningen i blandt andet ICES. Det er dog ikke alle flådesegmenter, der dækkes i disse programmer, for indsatsen er koncentreret om de fiskerier, hvor udsmid af fisk antages at være væsentligt. Samlet bliver der årligt indsamlet data fra 6 forskellige fiskerier på i alt ca. 250 fisketure. Fartøjerne er udvalgt ud fra, hvilke typer fiskeri skibet har gennemført året før.

De 6 fiskerier, der i øjeblikket monitoreres, er:

- Trawl i den østlige Østersø
- Trawl og snurrevod i Kattegat og vestlig Østersø
- Trawl og snurrevod i Skagerrak
- Trawl og snurrevod i Nordsøen
- Bomtrawl i Nordsøen
- Rejetrawl i Skagerrak og Nordsøen

Den seneste samlede rapport om udsmid i dansk fiskeri omhandler data for 2015-2020 (Håkansson & Storr-Paulsen, under udarbejdelse). Rapporten omfatter kun udsmidet af hele fisk. Det bliver ikke monitoreret, hvor store mængder fiskeindvolde, fiskehoveder og andet fiskeaffald, der smides i havet, når de fisk, der skal landes, bliver rensset og forarbejdet ombord. Indsamlingerne dækker alle danske farvandsområder, men af praktiske og sikkerhedsmæssige grunde kun fartøjer, der er større end 9,5 m. Observatørprogrammet dækker af den grund ikke det kystnære fiskeri med de små både særlig godt. Udsmid i det danske pelagiske fiskeri og i industrifiskeriet bliver p.t. heller ikke monitoreret. I industrifiskeriet forventes udsmidet at være ubetydeligt, mens der kan forekomme tilfælde i det pelagiske fiskeri, hvor arts- eller størrelsessammensætningen i den enkelte fangst afviger meget fra den ønskede, f.eks. fordi fiskene er for små til at kunne afsættes til filetindustrien. I sådanne tilfælde lukkes hele eller dele af fangsten ud af redskabet uden at blive taget ombord (kaldet "slipping"). I silde- og makrelfiskeriet er det kendt, at der forekommer "slipping", og at mange af fiskene ikke vil overleve processen.

Ud fra de data, som DTU Aquas observatører har indsamlet ombord på danske fiskefartøjer, kan man beregne det samlede udsmid per art i de monitorerede fiskerier. Figur 5.5.1 viser de vigtigste arter i udsmidet i 2019, mens tabel 5.5.1 viser den procentandel af den samlede fangst, der udsmides, i forhold til redskaber, maskestørrelser, fiskerier og farvandsområder i samme år.



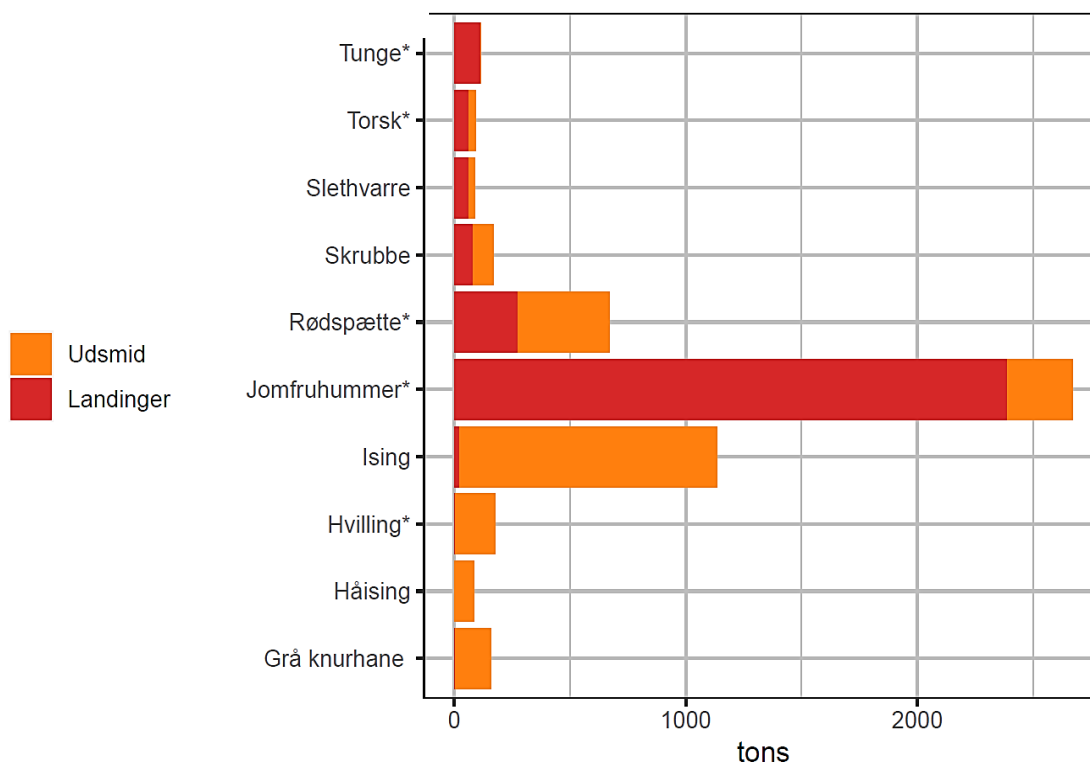
Figur 5.5.1. Artssammensætning af udsmid i monitorerede danske fiskerier i alle farvande. Data fra 2019.

Læg mærke til at der ikke skelnes mellem arter, der kan genudsættes, og arter, som skal bringes i land, Endvidere er det kun de arter, hvor der er en årlig landings- eller udsmidsmængde på mere end 200 kg, der er medtaget. Hvis man sammenligner tallene i tabel 5.5.1 med tallene i rapporten fra 2014 (Gislason et al. 2014) ses det, at der for nogle af fiskerierne er store forskelle i udsmidsprocenten fra 2010 til 2019. I snurrevodfiskeriet i Skagerrak var udsmidsprocenten således 13% i 2010, men 41% i 2019. Det kan skyldes usikkerhed i prøvetagningen, for observationer af udsmid er meget variable (Feeekings et al. 2012, Uhlman *et al.* 2014), men det kan også skyldes ændringer i bestandssituationen, afsætningsmulighederne eller forvaltningsreglerne.

Figur 5.5.2 viser den samlede fangst og udsmidet i jomfruhummerfiskeriet i Kattegat i 2019. Som det fremgår, sker der også udsmid af arter, som er omfattet af landingsforpligtelsen. Sammenlignet med 2010 er der sket en reduktion i den samlede udsmidsrate i dette fiskeri, hvilket kan hænge sammen med indførelsen af mere selektive redskaber. Figur 5.5.3 viser, hvordan udsmidsprocenten i fiskeriet har ændret sig i perioden 2015-19 for de vigtigste arter i dette fiskeri.

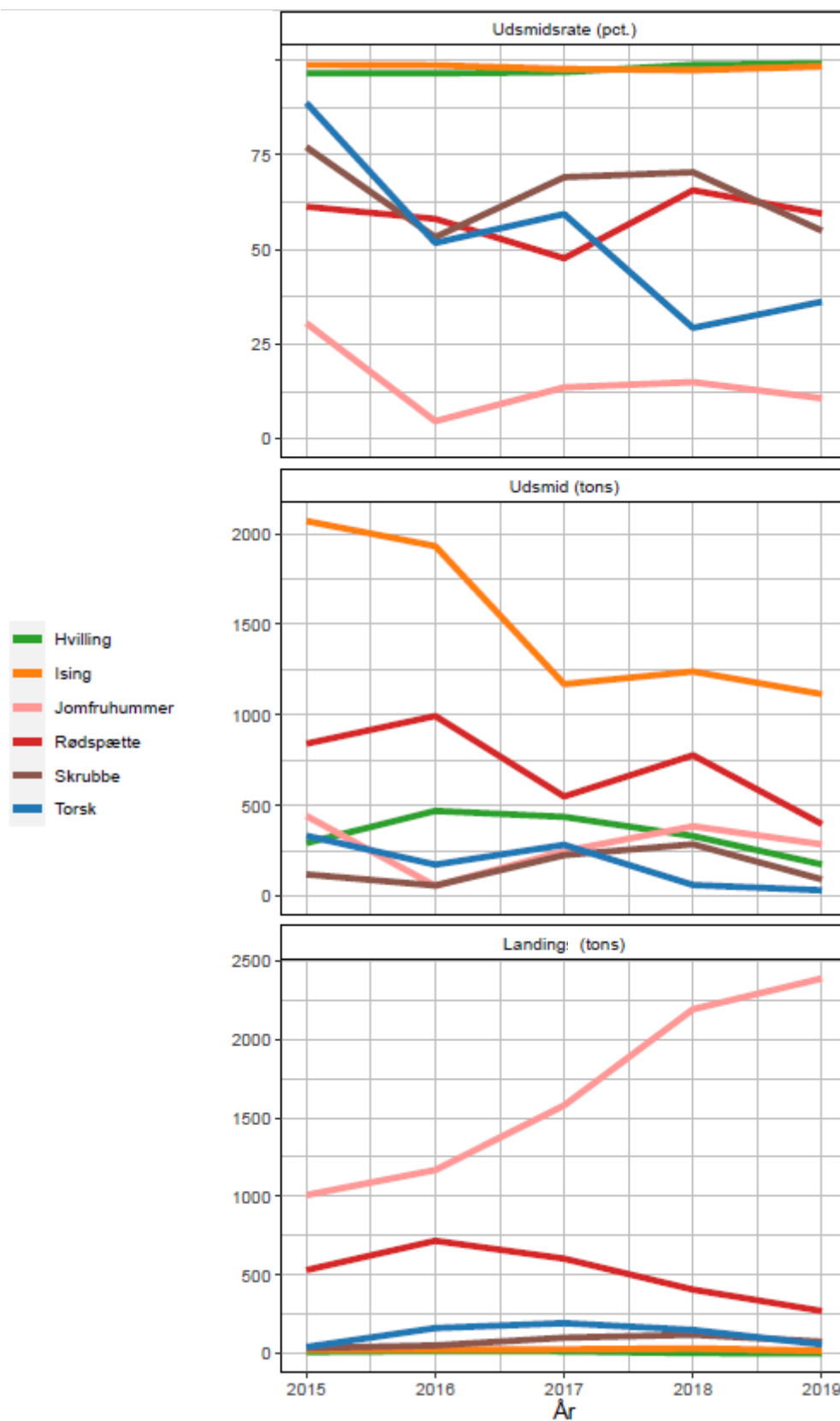
Tabel 5.5.1. Udsmid i 2019 udtrykt i % af samlet fangst i de danske fiskerier, hvor der blev gennemført et observatørprogram. I Østersøen er udsmidet procentvis steget meget i 2019 på grund af EU's gennemførelsesforordning (EU) 2019/1248, der forbød fiskerne at ilandbringe torsk i sidste halvdel af 2019.

Område	Redskab	Målart	Udsmid (%)
Østlig Østersø	Bundtrawl, 105 mm, m. BACOMA 120 vindue	Torsk / rødspætter	53
Vestlig Østersø	Bundtrawl, 105 mm, m. BACOMA 120 vindue	Torsk / fladfisk	14
	Bundtrawl, 90-104 mm	Fladfisk	57
Kattegat	Bundtrawl, 90-119 mm m. SELTRA selektionsvindue	Jomfruhummer / fladfisk	46
Skagerrak	Bundtrawl, 32-69 mm	Dybvandsrejer	27
	Bundtrawl, 90-119 mm	Jomfruhummer demersale arter /	29
	Bundtrawl, > 120 mm	Torsk / rødspætter / demersale arter	9
	Snurrevod, > 90 mm	Torsk / rødspætter / demersale arter	41
Nordsøen	Bundtrawl, >120mm	Sej / torsk / demersale arter	6
	Skotsk snurrevod >120mm	Torsk / rødspætter / kulmule	4
	Bomtrawl 16-31 mm	Hesterejer	21



Figur 5.2. Fangst og udsmid i jomfruhummerfiskeriet i Kattegat med bundtrawl, 90-119 mm maske med SELTRA selektionsvindue, i 2019. Fra Håkansson & Storr-Paulsen (under udarbejdelse). Arter markeret med * er omfattet af landingsforpligtelsen, men jomfruhummer og hvilling må godt gendyskes.

Figur 5.5.3. Ændringer i udsmidsrate, udsmid og landinger af de 8 vigtigste arter i jomfruhummerfiskeriet med bundtrawl, 90-119mm maske med SELTRA selektionsvindue, i Kattegat, 2015-2019. Fra Håkansson & Storr-Paulsen (under udarbejdelse).



5.5.2. Direkte påvirkning

Det er især havfugle såsom måger, kjoever, mallemukker og suler, der bruger udsmid fra fiskefartøjer som et vigtigt supplement til deres naturlige føde (Garthe, Camphuysen & Furness 1996). Fuglene foretrækker generelt rundfisk og fiskeaffald, men tager også andet udsmid, specielt hvis der er mangel på tilgængelig føde (Tasker *et al.* 2000).

Det er vanskeligt at skille effekten af udsmid på bestandene af disse havfugle fra effekten af andre menneskeskabte eller naturlige ændringer i fuglenes miljø. Tasker *et al.* (2000) konkluderede dog, at udsmid og fiskeaffald har haft en signifikant positiv effekt for mallemuk og flere arter af måger i Nordsøen. En ældre undersøgelse viser, at det årlige udsmid fra det samlede internationale Nordsøfiskeri i starten af 1990'erne beløb sig til 70.000 tons indvolde, 120.000 tons rundfisk, 200.000 tons fladfisk og 180.000 tons bundfauna (Camphuysen *et al.* 1993). En stor del af dette udsmid blev udnyttet som føde af diverse havfugle og andre ådselædere. Garthe *et al.* (1996) beregnede, at udsmid og fiskeaffald fra det samlede Nordsøfiskeri i midten af 1990'erne udgjorde fødegrundlaget for 5,9 millioner havfugle, primært måger, kjoever, suler og mallemukker. Sherley *et al.* (2020) fandt, at det nuværende Nordsøfiskeri producerer et udsmid, som svarer til fødegrundlaget for 3 millioner havfugle. I Østersøen er der konstateret lignende effekter af udsmid, men der drejer det sig stort set udelukkende om måger, da der kun er meget få andre deciderede havfugle i dette område (Garthe & Scherp 2003).

Man har ikke undersøgt, hvad udsmid betyder for havpattedyr i danske farvande, og internationalt vides der kun ganske lidt om emnet. En undersøgelse af udsmid fra engelske jomfruhummertrawlere i Nordsøen dokumenterer, at gråsæler æder udsmid (Catchpole *et al.* 2006), og der er rapporter om, at sæler følger rejtrawlere i Vadehavet for at æde udsmid fra trawlerne (Berghahn & Vorberg 1993).

Det udsmid, som er dødt og ikke spises ved overfladen eller i vandsøjlen, vil lægge sig på bunden. Observationer viser, at udsmid øger tilgængeligheden af ådsler for dyrene ved eller på bunden i en periode på op til 2-3 dage efter fiskeriet. Ådslerne omfatter udsmidte fisk og bunddyr, som først har været på dæk, samt bunddyr, der beskadiges og dør på havbunden uden at være blevet tilbageholdt af redskabet. Tiltrækningen af ådselædere sker inden for de første tre døgn efter fiskeriet er foregået, hvorefter betydningen af den ekstra fødetilførsel ser ud til at fortage sig (Kaiser & Hiddink 2007). Flere undersøgelser tyder på, at nogle ådselædere er selektive i deres fødevalg, dvs. foretrækker visse arter, eller kropsdele, frem for andre, sandsynligvis for på den måde at optimere udbyttet af deres fødeindtag (Ramsay *et al.* 1998).

Dinesen *et al.* (2020) brugte video til at undersøge, hvilke fisk og bunddyr der blev tiltrukket af netposer med døde sild forskellige steder i Kattegat. På lavere vand (< 50 m) var det blandt fiskene især ising, hvilling og fjæsing, der var interesserede i de døde sild. På mudderbund på det dybere vand (> 50 m), hvor størstedelen af jomfruhummerfiskeriet og det dertil knyttede udsmid foregår, var det især slimål (*Myxine glutinosa*) og hvilling, man så. Blandt bunddyrene var det på begge dybder eremitkrebs (*Pagurus spp.*), svømmekrabbe (*Liocarcinus depurator*), slangestjerne (*Ophiura albida*), taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og strandkrabbe (*Carcinus maenas*), der blev tiltrukket. På det lavere vand (< 50 m) gjaldt det desuden søstjerner (*Asterias rubens* og *Astropecten irregularis*) og konk (*Buccinum undatum*), og på det dybere vand (> 50 m) jomfruhummer (*Nephrops norvegicus*) og rejer (*Caridea sp.*). Det var overraskende at observere, hvor hurtigt netposen med døde sild på de dybere stationer blev nærmest levende af slimål, som fouragerede på sildene, mens der samlet set kun blev fanget en enkelt slimål i de trawltræk, der blev taget på de samme positioner. Forskellen mellem antallet af slimål i trawlfangsterne og på videooptagelserne kan skyldes, at slimålene fik vredet sig ud gennem netmaskerne, før trawlen kom på dæk. Det kan også skyldes, at mange af slimålene, som man kunne observere på en enkelt af videooptagelserne, lå nedgravede i bunden og først kom op, når der var ådsler i nærheden. Under alle omstændigheder kunne det være interessant at undersøge slimålens rolle nærmere i de områder, hvor der jævnlige foregår udsmid, for de var i stand til at skelettere de ca. 200 g døde sild i posen på omkring en halv times tid, se figur 5.5.4.

I andre områder har man ligeledes fundet et øget antal af ådselædere som f.eks. eremitkrebs og søstjerner efter bundtrawling, mens andre arter, som konksnegle og slangestjerner ikke optrådte i større antal (Ramsay *et al.* 1998). En forklaring kan være, at eremitkrebs, søstjerner og andre større, robuste organismer bedre kan overleve at blive fanget og smidt ud igen, og det derfor er dem, der dominerer i hårdt befiskede områder (Boussarie *et al.* 2020). En anden mulig forklaring er, at udsmid bidrager med en øget mængde føde til ådselædere på bunden, samtidig med at dødeligheden blandt bunddyrene, inkl. nogle af de ovennævnte ådselædere, øges ved fiskeri med bundsløbende redskaber.



Figur 5.5.4. Slimål i færd med at spise sildestykker, som er anbragt i en netpose og sænket ned på 63 m vand i Kattegat øst for Læsø i et område, hvor der fiskes efter jomfruhummer (foto: H. Gislason & G. Dinesen DTU Aqua).

5.5.3. Langtidsændringer

Da fiskeriindsatsen og udsmidet i Nordsøen fra 1990 til 2010 faldt til næsten det halve, blev nogle af de havfuglearter, der spiser udsmid og fiskeaffald, såsom mallebuk, sule, storkjove, stormmåge, sildemåge, sølvmåge, svartbag og ride, stærkt negativt påvirket, og EU's gældende landingsforpligtelse kan yderligere have forværret situationen (Sherley *et al.* 2020). Nordsøens havfuglesamfund synes således at have ændret sig, så det nu i mindre grad er domineret af arter, der lever af udsmid. Storkjoven, som hovedsagelig ernærer sig af udsmid, når det er nemt tilgængeligt, skifter til jagt på mindre havfugle som f.eks. mallebuk og ride, når mængden af udsmid reduceres, og det kan true de fuglebestande, det går ud over (Votier *et al.* 2004). Andre steder har ændringer i fiskeriet ligeledes haft store konsekvenser for de fugle, som lever af udsmid. Regular *et al.* (2013) beskriver således, hvordan lukningen af det canadiske garnfiskeri efter torsk og laks ved Newfoundland i 1992 og den deraf følgende reducerede mængde udsmid medførte, at bestandene af svartbag, sølvmåge og ride gik tilbage, mens bestanden af lomvier, der før blev taget i store mængder som bifangst i garnfiskeriet, til gengæld gik frem. I kystnære områder kan de fleste af ådselæderne, med undtagelse af fuglene, ernære sig på anden vis, hvis udsmidet reduceres, og der bliver færre ådsler (Britton & Morton 1994).

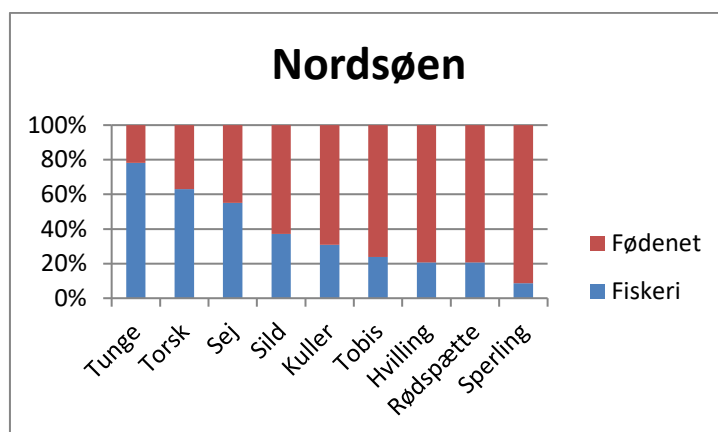
Nogen har foreslået, at udsmidet kunne øge produktiviteten i havet, svarende til pløjning af marker på landjorden. Det er imidlertid blevet beregnet, at det fiskeribetingede udsmid af ådsler i Nordsøen kun kompenserer for 22 % af det tab af bundfaunabiomasse og -produktion, der forårsages af fiskeriet (Kaiser & Hiddink 2007). Modelkørsler antyder desuden, at udsmid generelt ikke bidrager væsentligt til føden for mange af de ådselædere, der findes nær eller på havbunden (Depestele *et al.* 2019a). Det er imidlertid uvist, hvordan dyr, der næsten udelukkende ernærer sig af ådsler, såsom slimål, på længere sigt responderer på ændringer i mængden af udsmid.

5.6. Fiskeribetinget dødelighed

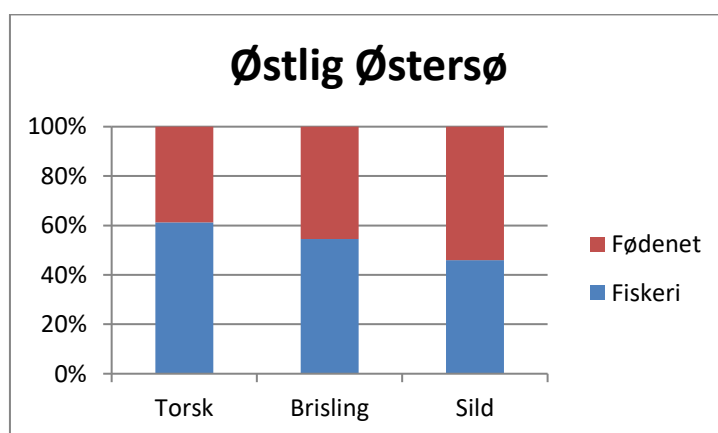
5.6.1. Fisk

5.6.1.1 Kommercielt udnyttede fiskebestande

Fiskeriets påvirkning af de kommercielt vigtige fiskebestande bliver hvert år vurderet af videnskabelige arbejdsgrupper i ICES, som bestemmer bestandenes størrelse og fiskeridødeligheden, dvs. den andel af den gennemsnitlige bestand, som fjernes i løbet af et år. Hvis man sammenligner den del af fiskebestandenes produktion, som fiskeriet fjerner om året, med den del af produktionen, der er til rådighed for havets naturlige prædatorer (f.eks. rovfisk, fiske-spisende havfugle og havpattedyr), kan man få et indtryk af fiskeriets påvirkning (figur 5.6.1 og 5.6.2).



Figur 5.6.1. Andel af den samlede gennemsnitlige årlige biomasseproduktion i perioden 2000-2010, der blev høstet af fiskeriet eller sendt videre gennem Nordsøens fødenet (M. Vinther, DTU Aqua, pers. komm.).



Figur 5.6.2. Andel af den samlede gennemsnitlige årlige biomasseproduktion i årene 2001-2011, der blev høstet af fiskeriet eller sendt videre gennem fødenettet i den østlige Østersø (M. Vinther, DTU Aqua, pers. komm.)

I Nordsøen fjernede fiskeriet over en tiårig periode år fra 2000 til 2010 i gennemsnit 26 % af den årlige produktion af fisk, i Østersøen var det lidt over halvdelen. Samtidig viser figurernes, hvordan fiskeriets påvirkning varierede fra art til art. Mere end halvdelen af den naturlige produktion af Nordsøens tunge-, torske- og sejbestande blev således fjernet af fiskeriet.

Som beskrevet i afsnit 3 opererer MSY-forvaltningen med flere referencepunkter for udnyttelsen af fiskebestandene. Der er referencepunkter både for hvor stor fiskeridødeligheden bør være for at opnå den størst mulige bæredygtige fangst (F_{MSY}) og for gydebiomassen ($SSB_{MSY\text{-trigger}}$). Falder gydebestanden til under $SSB_{MSY\text{-trigger}}$, anbefaler ICES at reducere fiskeridødeligheden for at sikre, at bestanden igen kommer op på et niveau svarende til MSY. I tillæg har ICES kriterier for bæredygtighed som definerer den mindste gydebiomasse (B_{PA}) og den maksimale fiskeridødelighed (F_{PA}) man kan fiske med, hvis fiskeriet skal være økologisk bæredygtigt. For at sikre at MSY-forvaltningen er bæredygtig har ICES besluttet at F_{MSY} skal være mindre end eller lig med F_{PA} . Hvis F_{MSY} estimeres til at være større end F_{PA} , reduceres F_{MSY} derfor automatisk til F_{PA} . Tilsvarende, hvis $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ er mindre end B_{PA} så sættes $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ til B_{PA} .

ICES sammenligner hvert år den aktuelle fiskeridødelighed med F_{MSY} og gydebestanden med $SSB_{MSY\text{-trigger}}$. På den baggrund rådgiver ICES om kvoternes størrelse i det efterfølgende år og om, hvordan fiskeriet på længere sigt kan levere den maksimale bæredygtige fangst. Ofte vil der samtidig være en politisk vedtaget forvaltningsplan, som angiver hvordan og hvor hurtigt målet skal nås. Når man som i fiskeripolitikken bruger F_{MSY} som mål, og ikke som grænseværdi, vil den aktuelle fiskeridødelighed, på grund af den usikkerhed der er i bestandsvurderingen, uvægerligt komme til at variere noget omkring F_{MSY} fra år til år og i nogle år være højere end F_{MSY} . Det kan derfor, som i Tabel 5.6.1, være bedre at bruge gennemsnittet af fiskeridødeligheden over en periode, når man skal vurdere om målet er nået.

F_{MSY} og $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ bruges også som referencepunkter i havstrategiens deskriptor 3, men i havstrategien har man vedtaget at F_{MSY} skal forstås som en øvre grænseværdi for fiskeridødeligheden og ikke blot som den dødelighed man sigter på at opnå. Hvor man i fiskeripolitikken således sigter mod at fiske med en fiskeridødelighed, der så godt som det er muligt er lig F_{MSY} , kræver havstrategiens deskriptor 3 en fiskeridødelighed, F , som er mindre end eller lig F_{MSY} og en bestand som er større end $SSB_{MSY\text{-trigger}}$, før miljøtilstanden kan betragtes som "god". For at tage højde for den usikkerhed som der er i bestandsvurderingerne foreslår (ICES 2021f) dog, at F i havstrategisammenhæng skal beregnes som den gennemsnitlige fiskeridødelighed over den 6-årige periode, der er mellem hver havmiljøvurdering.

I tabel 5.6.1 opsummeres bestands- og fiskeridødelighedssituationen for de 66 økonomisk vigtigste bestande for dansk fiskeri og for 6 yderligere bestande, som tidligere var vigtige for dansk fiskeri og stadig landes af danske fiskere, men som nu reduceret til et niveau, hvor de ikke længere spiller en væsentlig rolle for fiskeriets økonomi. Tabellen viser den gennemsnitlige fiskeridødelighed i perioden 2014-2018. Samlet set kan man konkludere; at F overstiger F_{PA} for en fjerdedel af de bestande, for hvilke der er data om F_{PA} ; at F er større end F_{MSY} for ca. en tredjedel af de bestande, hvor F_{MSY} kan estimeres; at SSB er mindre end $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ i en tredjedel af tilfældene; og at havstrategidirektivets krav om "god" miljøtilstand ikke er opfyldt for lidt over halvdelen af de bestande hvor der er tilstrækkeligt med oplysninger til at vurdere den samlede status i forbindelse med havstrategiens deskriptor 3 (ICES 2021f, Table A1.2) (se tabel 5.6.2).

Det virker samtidig sandsynligt, at implementeringen af landingsforpligtelsen har øget fiskeridødeligheden yderligere de seneste år, for EU har i forbindelse med indfasningen af landingsforpligtelsen forhøjet kvoterne for at tage højde for ilandbringelse af udsmid, selvom det er meget beskedne mængder udsmid, der rent faktisk er ilandbragt. I stedet må man have brugt den forhøjede kvote til at lande flere konsumegnede fisk end forventet. Det ser derfor ud til at landingsforpligtelsen og kvoteforøgelserne blot har øget fiskeridødeligheden (Borges 2021).

Tabel 5.6.1. Oversigt over status for bestande der landes af dansk fiskeri. Bestandene er sorteret i faldende rækkefølge efter fangstværdi og kolonnen "Værdi" refererer til bestandens økonomiske betydning målt som den gennemsnitlige landede værdi i årene 2014-2018. F er gennemsnitlig fiskeridødelighed (2014-18), F_{PA} er den højeste fiskeridødelighed der er bæredygtig, og F_{MSY} er den fiskeridødelighed, der på langt sigt giver den maksimale bæredygtige fangst (MSY). Den samlede status i den sidste kolonne er bedømt ud fra to af havstrategidirektivets indikatorer; 1) om den gennemsnitlige fiskeridødelighed er over eller under F_{MSY} (D3C1), og 2) om gydebestanden er under eller over $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ (D3C2) (Se kriterierne i ICES (2021f, tabel A1.2). Data fra ICES og Fiskeristyrelsen over danske landinger hentet i oktober 2020. Status for muslinger, østers og hummer bedømmes nationalt.

Værdi	Bestand/Art	Danske landinger (tons/år)	F	F/ F_{PA}	F/ F_{MSY}	D3C1 ($F \leq F_{MSY}$)	D3C2 ($SSB \geq SSB_{MSY\text{-trigger}}$)	Samlet Status
1	Sild, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	113.806	0,18	0,61	0,70	god	god	God
2	Brisling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	194.122	1,35				god	God
3	Makrel, danske farvande (Nordøst Atlanten)	39.347	0,25	0,71	0,98	god	god	God
4	Jomfruhummer, Skagerrak og Kattegat	3.994	0,03		0,36	god		
5	Rødspætte, Nordsøen og Skagerrak	17.974	0,19	0,51	0,90	god	god	God
6	Torsk, Nordsøen og Skagerrak	7.201	0,49	1,27	1,59	ikke god	ikke god	Ikke god
7	Tobis, centrale vestlige Nordsø og Dogger banke	130.547	0,43				ikke god	Ikke god
8	Hestemakrel, Nordøst Atlanten	6.400	0,10	1,34	1,34	ikke god		Ikke god
9	Hestereje, Nordsøen	2.316				god	god	God
10	Blåhvilling, Nordøst Atlanten	53.609	0,41	0,77	1,28	ikke god	god	Ikke god
11	Dybvandsrejer, Skagerrak og Norske Rende	2.162	0,63	0,92	1,04	ikke god	ikke god	Ikke god
12	Tobis, centrale østlige Nordsø og Skagerrak	54.821	0,42				ikke god	Ikke god
13	Havtaske, Nordsøen, Skagerrak og området Vest for Skotland	2.296						
14	Vårgydende sild, Nordøst Atlanten	13.618	0,11	0,47	0,69	god	god	God
15	Kulmule, Nordsøen og Skagerrak (nordlig bestand)	4.384	0,24	0,40	0,92	god	god	God
16	Torsk, vestlige Østersø	5.217	0,86	0,87	3,32	ikke god	ikke god	Ikke god
17	Blåmusling	41.890						
18	Sej, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Vest for Skotland	5.243	0,38	0,85	1,04	ikke god	god	Ikke god
19	Rødtunge, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.136	Proxy*		≤ 1	god		
20	Torsk, østlige Østersø	7.146	0,30					
21	Brisling, Østersøen	23.978	0,40	0,88	1,28	ikke god	god	Ikke god
22	Sperling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	17.600	0,23					
23	Sild, vestlige Østersø	5.213	0,45	1,29	1,45	ikke god	ikke god	Ikke god
24	Hjertemusling	6.070						
25	Pighvarre, Nordsøen	433	0,35	0,74	0,97	god	god	God

*"Proxy" refererer til at fiskeridødeligheden for bestanden kun kan bestemmes relativt i forhold til F_{MSY} , f.eks. ved hjælp af en simpel biomassemodel, eller ved at sammenligne de fangne fisks gennemsnitlige størrelse med den gennemsnitlige fiskestørrelse, man ville forvente, hvis fiskeridødeligheden faktisk svarede til F_{MSY} .

Værdi	Bestand/Art	Danske landinger (tons/år)	F	F/F _{PA}	F/F _{MSY}	D3C1 (F ≤ F _{MSY})	D3C2 (SSB ≥ SSB _{MSY} -trigger)	Samlet Status
26	Kuller, Nordsøen, Skagerrak og området Vest for Skotland	2.242	0,32	1,17	1,65	ikke god	god	Ikke god
27	Tunge, Nordsøen	348	0,39	1,30	1,89	ikke god	god	Ikke god
28	Tunge, Skagerrak, Kattegat og vestlige Østersø	316	0,19	0,84	0,84	god	god	God
29	Skærsing, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.410	0,20	0,99	1,28	ikke god	god	Ikke god
30	Ål	338					ikke god	Ikke god
31	Stenbider	376						
32	Lange, Nordøst Atlanten	815	Proxy*		≤1	god		
33	Slethvarre, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	215	Proxy*		≤1	god	god	God
34	Havkat	384						
35	Lyssej, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	340						
36	Ising, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	596	Proxy*		≤1	god	god	God
37	Østers	156						
38	Helleflynder	116						
39	Pighvarre, Skagerrak og Kattegat	126	Proxy*		≤1	god	god	God
40	Hummer	32						
41	Lodde øst for Grønland	1.931					god	God
42	Blæksprutte	124						
43	Taskekrabbe	214						
44	Alm. Rejer	45						
45	Havgalt	1.953						
46	Torsk, Kattegat	142					ikke god	Ikke god
47	Laks	63						
48	Sardin	1.395						
49	Skrubbe, vestlige Østersø	928	Proxy*		≤1	god		
50	Krabber	127						
51	Fjæsing	886						
52	Ising, Østersøen	319	Proxy*		≤1	god		
53	Konksnegl	144						
54	Slethvarre, Bælthavet og Østersøen	25						
55	Ansjos	677						
56	Hornfisk	221						
57	Hvilling, Nordsøen	2.418	0,25	0,76	1,45	ikke god	god	Ikke god
58	Skrubbe, Bælthavet og Øresund	510	Proxy*		≤1	god		
59	Glashvarre	46	Proxy*		≤1	god	god	God
60	Helt	27						
61	Guldlaks, Nordøst Atlanten	150	Proxy*		≤1	god		
62	Hvilling, Skagerrak og Kattegat	445						
63	Trugmusling	482						
64	Rokker, Nordøst Atlanten	87						
65	Rød knurhane, Nordøst Atlanten	41						
66	Skrubbe, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	101	Proxy*		≤1	god		
69	Rødspætte, Kattegat, Bælthavet og Øresund	2.042	0,43	0,57	1,37	ikke god	god	Ikke god
70	Brosme, Nordøst Atlanten	33	Proxy*		0,25	god	god	God
71	Pighaj, Nordøst Atlanten	20	0,01		0,26	god	ikke god	Ikke god
78	Rødspætte, Østersøen	320	Proxy*		≤1	god	god	God
96	Byrkelage, Nordøst Atlanten	1					ikke god	Ikke god
109	Skolæst, Kattegat og Skagerrak	1					ikke god	Ikke god

Tabel 5.6.2 Oversigt over indikatorværdier for 72 af de fiskebestande der fanges i dansk fiskeri. Data fra tabel 5.6.1.

Kriterie	Indikator	OK/God	Ikke God	Ukendt	Total
Bæredygtig fiskeridødelighed	$F \leq F_{PA}$	15	5	52	72
Forvaltet efter MSY-princippet	$F \leq F_{MSY}$	22	13	37	72
	$SBB \geq SSB_{MSY\text{-trigger}}$	24	11	37	72
Havstrategidirektivet	Samlet status	16	20	36	72

5.6.1.2 Bifangstarter

Tabel 5.6.3 giver en oversigt over de samlede fangster af fisk (udsmid og landinger) i den del af det danske fiskeri efter bundfisk, som DTU Aqua i 2019 monitorerede til havs. Som det fremgår af tabellen, er der en række mål- og bifangstarter, som udsmides i betydelige mængder. Hertil skal lægges fangst og udsmid i de andre landes fiskerier. Mange af de udsmidte fisk vil være døde eller døende. Mens man i en del tilfælde har tilstrækkeligt med oplysninger til at medtage udsmidet i bestandsvurderingen for de kommercielle arter, og derfor har rimeligt gode data for deres fiskeridødelighed og bestandssituation, er der generelt set mangel på data for de bifangstarter, som ikke bestandsvurderes.

EU's landingsforpligtelse gælder kun for regulerede fiskebestande, der er omfattet af en kvote eller et mindstemål, og kun for arter, som ikke efter genudsætning kan overleve fangst og håndtering ombord. Men selvom nogle fiskearter og individer overlever at blive fanget, bragt på dæk og smidt ud igen, vil mange af de fisk, der bliver smidt overbord, alligevel dø. Enten af de skader, de har pådraget sig i redskabet og på dækket (Wilson *et al.* 2014, Raby *et al.* 2014), eller fordi de bliver spist af de måger og andre havfugle, der typisk samles omkring fiskefartøjer, når redskaberne hales. Hertil skal lægges dødeligheden for et ukendt antal fisk, der kommer i kontakt med redskabet, mens det fisker, men undslipper ved f.eks. at vride sig gennem maskerne, inden redskabet kommer på dæk, og derfor ikke bliver registreret som en del af fangsten.

I litteraturen er der store forskelle på de opgivne overlevelsesrater for udsmidte fisk, for fiskenes overlevelse afhænger blandt andet af art, størrelse, fiskedybde, fisketid, redskabet, temperaturen i vandet, temperaturen i luften og den tid, der går på dæk, inden fangsten sorteres, og bifangsten returneres til havet. I de seneste år er der imidlertid opstået en forøget interesse for at bestemme typiske overlevelsesrater for kommercielt udnyttede arter, for landingsforpligtelsen gør det som nævnt muligt at genudsætte uønsket bifangst, hvis fiskene har en rimelig chance for at overleve. I tabel 5.6.4 ses typiske eksempler på overlevelse for jomfruhummere og rødspætter fanget med forskellige bundsløbende redskaber og på forskellige årstider. Som det fremgår er der en bedre overlevelse om vinteren end om sommeren, og for rødspætter er overlevelsen bedst i udsmid fra snurrevod, dårligere for bundtrawl med selektionsvindue eller riste, endnu dårligere for almindelige bundtrawl, og ringest i bomtrawl.

Der lader også til at være betydelige forskelle mellem forskellige artsgrupper med generelt højere overlevelsesprocenter for bundlevende hajer og rokker, der aktivt ventilerer deres gæller, og for krebsdyr (Revill 2012, Mandelman *et al.* 2013, Ellis *et al.* 2017, 2018). Men overlevelsen er måske ikke den eneste faktor, man skal tage i betragtning. For rokker og hajer viser undersøgelser således, at deres reproduktionsevne nedsættes af det stress, der opstår under bifangst og genudsætning (Wheeler *et al.* 2020). For mange arter og fiskerier er den nuværende viden om udsmidte fisk og skaldyrs overlevelse og videre skæbne ikke tilstrækkelig til, at man kan beregne den præcise effekt af genudsætning på bestandsdynamikken. I rådgivningssammenhæng regner man derfor som regel med, at udsmidte fisk og skaldyr er døde eller døende.

Tabel 5.6.3. Udsmid, landing og totalfangst i tons i 2019 i den del af det samlede danske demersale konsumfiskeri, som DTU Aqua samme år monitorerede.

Art	Udsmid	Landing	Total	Art	Udsmid	Landing	Total
Rødspætte	2.775	8.620	1.1395	Brisling	13	0	13
Ising	2.092	1.136	3.228	*Blæksprutter	10	199	209
Skrubbe	1.078	1.061	2.139	Plettet fløjfisk	7	0	7
Torsk	1.017	9.192	10.209	Stribet fløjfisk	7	0	7
Jomfruhummer	968	5.792	6.760	Sømrøkke	7	0	7
Hvilling	598	292	890	Tunge	7	176	183
**Rejer	448	0	448	Plovjernsrokke	6	0	6
Tærbe	376	0	376	Glasreje	5	1	6
Håising	374	0	374	Glathaj	5	0	5
Grå knurhane	366	3	369	Guldlaks	5	0	5
Hestemakrel	356	10	366	Panserulk	5	0	5
Hestereje	293	1.498	1.791	Glyse	4	0	4
Sperling	252	0	252	Lange	4	1.114	1.118
Kulmule	208	2.678	2.886	Sølvorsk	4	0	4
Kuller	113	1.364	1.477	Tretrådet havkvabbe	4	0	4
Firetrådet havkvabbe	105	0	105	Sandkutling	3	0	3
Taskekrabbe	95	38	133	Krøyers prikfisk	2	0	2
Blåhvilling	92	0	92	Pletrokke	2	57	59
Sej	80	5.220	5.300	Skade	2	13	15
Dybvandsreje	72	1.743	1.815	Stor rød fisk	2	2	4
Strømsild	63	0	63	Strandkrabbe	2	0	2
Rødtunge	60	821	881	Tungeharre	2	0	2
Skærising	54	1.116	1.170	Ålekvaabbe	2	0	2
Makrel	48	34	82	Blåkjæft	1	0	1
Havtaske	44	2.601	2.645	Blålange	1	4	5
Rødspætte	43	37	80	Glasharre	1	63	64
Troldkrabbe	42	0	42	Glastunge	1	0	1
Pighaj	41	16	57	Hvidrokke	1	0	1
Svømmekrabbe	41	0	41	Langtornet ulk	1	0	1
Sild	40	0	40	Lyssej	1	264	265
Ulk	40	0	40	Molbøsters	1	0	1
Slethvarre	36	117	153	Sanktpetersfisk	1	0	1
Fjæsing	33	42	75	Skolæst	1	1	2
Sorthaj	32	0	32	Storplettet rokke	1	0	1
Pighvarre	30	232	262	Stribet havkat	1	0	1
Stenbider	21	16	37	Stribet rød mulle	1	0	1
Havmus	20	1	21	Ålebrosme	1	0	1
Skælbrosme	17	65	82	Brosme	0	45	45
Ringhaj	16	0	16	Dybhavsrod fisk	0	2	2
Småplettet rødhaj	16	0	16	Havål	0	1	1
Rød knurhane	14	16	30	Helleflynder	0	151	151

* ikke udspecificeret i arter ** Undtagen dybhavsrejer og hestereje

Tabel 5.6.4. Resultater af overlevelsesforsøg med jomfruhummer og rødspætte. Data fra ICES (2021a).

Art	Område	Redskab	Sæson	Overlevelsesprocent med 95% konfidensinterval i parentes	Metode	Reference
Jomfruhummer	Kattegat og Skagerrak	Bundtrawl med SELTRA vindue	Vinter Sommer	59 % (50-68 %) 38 % (31-45 %)	Fangstobservationer	Fox <i>et al.</i> (2020)
Jomfruhummer	Kattegat og Skagerrak	Bundtrawl med rist	Vinter Sommer	75 % (69-81 %) 42 % (35-48 %)	Fangstobservationer	Fox <i>et al.</i> (2020)
Rødspætte	Skagerrak	Snurrevod	Sommer	78 % (67-87 %)	Fangstobservationer	Noack <i>et al.</i> (2020)
Rødspætte	Skagerrak	Bundtrawl med 90 mm maske og SELTRA	Sommer	44 % (37-52 %)	Fangstobservationer	Noack <i>et al.</i> (2020)
Rødspætte	Nordsøen og Skagerrak	Bundtrawl med 90 mm maske og SELTRA	Vinter Sommer	75 % (61-78 %) 44 % (34-61 %)	Fangstobservationer	Savina <i>et al.</i> (2019)
Rødspætte	Nordsøen	Bundtrawl med 90-99 mm maske		13-42 %	Fangstobservationer	Catchpole <i>et al.</i> (2015)
Rødspætte	Nordsøen	Pulstrawl		15 % (11-19 %)	Fangstobservationer	van der Reijden <i>et al.</i> (2017)
Rødspætte	Nordsøen	Bomtrawl		3-5 %	Fangstobservationer	Uhlmann <i>et al.</i> (2018)

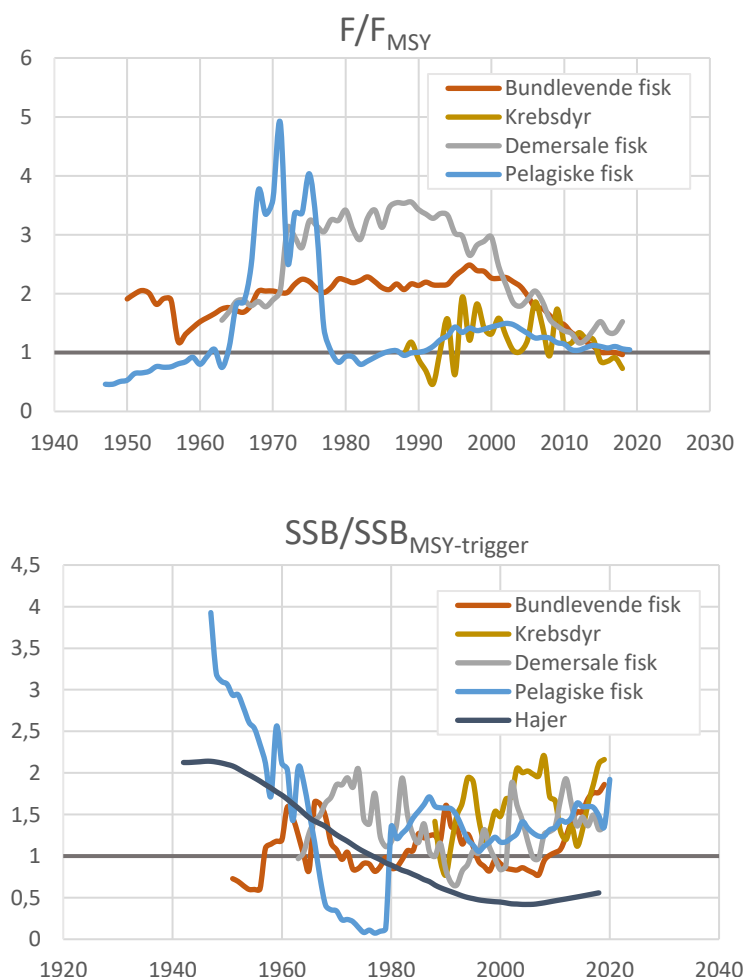
5.6.1.3 Langtidsændringer

Overordnet set afhænger fiskeriernes bæredygtighed af, om fiskebestandene kan erstatte den del af deres naturlige produktion, som fiskeriet fjerner. Som regel er det et spørgsmål om, hvorvidt rekrutteringen, tilgangen af nye unge fisk, kan opretholdes, når moderbestanden går ned, men bæredygtigheden kan også påvirkes negativt af klima- og miljøændringer, som påvirker fiskenes fødeudbud og generelle livsbetingelser.

Det stigende fiskeritryk fra midten af det forrige århundrede frem til årtusindskiftet førte til en generel ændring af størrelsesfordelingen af fisk i havene omkring Danmark. Andelen af store fisk faldt, mens andelen af små fisk steg. For de store arter medførte den øgede fiskeridødelighed, at færre fisk nåede at vokse sig store, inden de døde. Reduktionen i antallet af store individer betød samtidig, at prædationen af småfisk faldt, så små individer og små arter generelt blev relativt hyppigere, end de før havde været (Daan *et al.* 2005). Antallet af store arter i fangsterne, og i særlig grad antallet af hajer og rokker, gik samtidig tilbage. Da store arter og individer generelt spiser større byttedyr, der alt andet lige er placeret højere i fødenettet end de byttedyr, som de mindre arter og individer spiser, er der sket en ændring i fødenettet, så en større del af energiomsætningen nu finder sted på de lavere niveauer, og en mindre del omsættes i toppen.

For at afspejle udviklingen i antallet af store og små fisk har ICES udviklet en *Large Fish Indicator* (LFI). Den angiver, hvor stor en vægtandel af de fangede fisk i de årlige internationalt koordinerede bundtrawl surveys, der består af individer, som er mere end 40 cm lange (Greenstreet *et al.* 2011). Indikatoren er blevet anvendt på data fra Nordsøen, Kattegat og Skagerrak samt Østersøen. I Nordsøen og i Kattegat/Skagerrak er indikatoren faldet til omkring 0,15 i de senere år (ICES 2020a). Generelt ser det dog ud til, at LFI-indikatoren kun ændrer sig med en betydelig forsinkelse, når fiskeriindsatsen sænkes.

Siden år 2000 er fiskeritrykket i havene omkring Danmark næsten halveret. Det skyldes en reduktion af fiskeriindsatsen som følge af stigende brændstofpriser, ophugningsstøtte og formindskede kvoter. For Danmarks vedkommende skyldes det desuden indførelsen af frit omsættelige kvoteandele, FKA'er (Fartøjs Kvote Andele) og IOK'er (Individuelt Overdragelige Kvoteandele), som gjorde det økonomisk muligt for fiskere at trække sig ud af erhvervet. Nedgangen i fiskeridødeligheden er dog ikke helt så stor som nedgangen i antallet af fiskedage, for der er samtidig sket en teknologisk udvikling, som har gjort både redskaberne og fartøjerne mere effektive (Eigaard et al. 2014). På grund af den globale opvarmning er den gennemsnitlige havtemperatur samtidig steget (Tinker et al. 2016, Bindoff et al. 2019). Temperaturstigninger kan ændre fiskenes gydetidspunkter og udbredelse. I Nordsøen falder temperaturstigningen sammen med en øget forekomst af sydlige fiskearter såsom kulmule, mulle, sardin og ansjos (Wright et al. 2020). Samtidig er primær- og zooplanktonproduktionen faldet (Capuzzo et al. 2018), og nogle af de nordlige arters vækst og produktivitet er gået tilbage, som det f.eks. ses for tobis, som er et vigtigt bytte for mange af Nordsøens store og mellemstore fiskearter (Lindegren et al. 2017). Det udfordrer EU's fiskeriforvaltning og princippet om den relative stabilitet i kvotefordelingen mellem landene (Baudron et al. 2020).

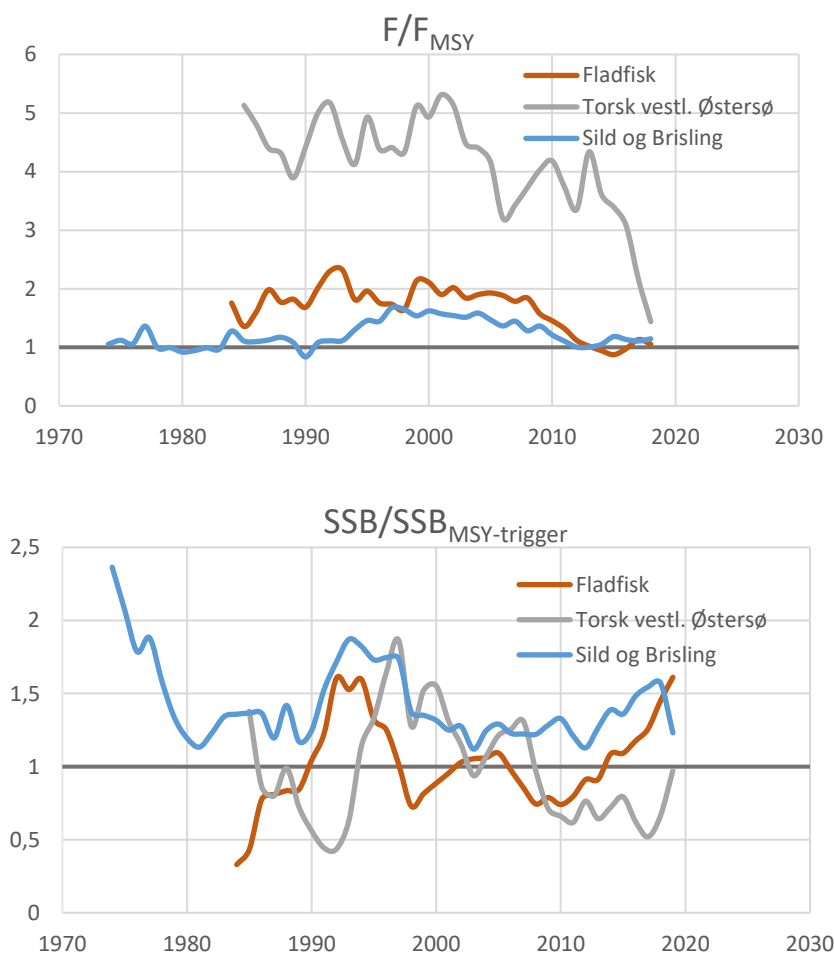


Figur 5.6.3. Udviklingen i Nordsøen og tilstødende farvande (herunder Skagerrak og Kattegat) i fiskeridødeligheden relativt til F_{MSY} (øverst) og i gydebiomassen relativt til $SSB_{MSY-trigger}$ (nederst) for bundlevende fisk (herunder havtaske, ising, skrubbe, rødspætte, tunge, pighvarre, glashvarre og skærising), krebsdyr (jomfruhummer og dybvandsrejer), demersale fisk (herunder torsk, kuller, hvilling, sej, kulmule, byrkelange, tobis og havbars), pelagiske fisk (herunder sild, brisling, makrel, hestemakrel, havgalt, sperling og blåhvilling), og hajer (pighaj og ringhaj). Kopi af figurer fra ICES (2019c).

Som følge af reduktionen i fiskeridødeligheden er nogle af de kommercielt vigtige bestande i Nordsøen og Skagerrak efterfølgende steget, mens andre stadig er på et lavt niveau. Nordsøtorskens responderede først positivt på den nedsatte fiskeridødelighed, og andelen af store torsk i bestanden begyndte at stige, men så gik rekrutteringen tilbage, og bestanden falder nu igen. Rødspættebestanden i Nordsøen og Skagerrak voksede derimod til historiske højder, og også for sild er situationen god.

Figur 5.6.3 viser hvordan fiskeridødeligheden, F , har udviklet sig i forhold til F_{MSY} for forskellige grupper af fisk i Nordsøen og tilstødende havområder.

Målsætningen om at reducere fiskeridødeligheden til F_{MSY} er i store træk opfyldt for de vigtigste bestande. Kun for de demersale fiskebestande er fiskeridødeligheden stadig i snit omtrent 50% højere end det ønskede. Blandt de pelagiske fisk var silden i perioden fra midten af 1960'erne til starten af 1980'erne karakteriseret ved kvoter som oversteg de biologisk anbefalede. Den efterfølgende lukning af det direkte sildefiskeri og begrænsning af sildebifangsten i brislingefiskeriet fik sildebestanden til at vokse igen, og vedtagelsen af forvaltningsplaner som løbende er blevet revideret har siden forhindret situationen i at gentage sig (Dickey-Collas 2016). Figur 5.6.3 viser også, hvordan det er gået med gydebiomasserne relativt til $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ for de samme Nordsø-grupper af fisk og for de to hajer. For de fleste har situationen i gennemsnit været "god" i de sidste 10 år, mens den gennemsnitlige gydebiomasse for de to hajer i snit ligger 50 % under det ønskede og kun viser en svag fremgang.



Figur 5.6.4. Udviklingen i Østersøen i fiskeridødeligheden, F , relativt til F_{MSY} (øverst) og i gydebiomassen relativt til $SSB_{MSY\text{-trigger}}$ (nederst) for fladfisk (herunder skrubbe og rødspætte), torsk i den vestlige Østersø, og sild og brisling. Kopi af figurer fra ICES (2019e).

Figur 5.6.4 viser øverst, hvordan fiskeridødeligheden, F , har udviklet sig i forhold til F_{MSY} for fisk i Østersøen. Målsætningen om at reducere fiskeridødeligheden til F_{MSY} er i store træk opfyldt. For fladfisk og for sild og brisling svarer fiskeridødeligheden i gennemsnit nu til F_{MSY} , og for torskene i den vestlige Østersø er fiskeridødeligheden faldet kraftigt, men er dog stadig i snit omtrent 50% højere end det ønskede. Fiskeridødeligheden for torsk i den østlige Østersø er også faldet kraftigt de senere år, men der er ikke vedtaget en referenceværdi svarende til F_{MSY} , så den er ikke med i figuren.

Nederst viser figur 5.6.4, hvordan det er gået med gydebiomassen, SSB , relativt til $SSB_{MSY-trigger}$ i Østersøen. Fladfiskebestandene er i fremgang og over $SSB_{MSY-trigger}$, og gydebestanden af torsk i den vestlige Østersø er stigende, men stadig under $SSB_{MSY-trigger}$. Bestanden af den vestlige østersø-sild er ligeledes i tilbagegang og under $SSB_{MSY-trigger}$, mens resten af silde- og brislingebestandene i Østersøen er i vækst og i snit over referenceværdien.

Der er ikke vedtaget nogen referenceværdi for gydebiomassen af torsk i den østlige Østersø. På trods af en stor reduktion i fiskeridødeligheden er gydebestanden nu tæt på et historisk minimum, og store torsk fanges næsten aldrig. Torskene vokser langsommere end før, og deres naturlige dødelighed er stigende. De er ofte magre og voldsomt inficeret med parasitter. Et lavere iltindhold i vandet, et mindre fødegrundlag af bunddyr for torskene, samt prædation og parasitter fra de voksende sælbestande har forringet deres livsbetingelser.

For de arter, der kun tages som bifangst, eller hvor data ikke muliggør en fuldstændig bestandsanalyse, er det generelt sværere at vurdere udviklingen. Blandt bifangstarterne vil store, langsomt voksende arter med et lavt reproduktionspotentiale og en høj alder ved kønsmodning være de mest følsomme over for en øget fiskeridødelighed. I denne gruppe finder man mange af de hajer og rokker, som er blevet sjældnere i Nordsøen over de sidste hundrede år. Den største rokkeart i vores farvande, skaden (*Dipturus batis*), som har en maksimalstørrelse på 2,85 m, men som har vist sig at kunne opdeles i flere arter/underarter, blev før anden verdenskrig fanget i et målrettet skadefiskeri i Nordsøen, men ses i dag meget sjældent i fangsterne på de videnskabelige monitoringstogter. Pighajen (*Squalus acanthias*) var ligeledes udsat for et målrettet fiskeri i Nordsøen og gik også stærkt tilbage. Ifølge EU Rådforordning 57/2011 er det nu forbudt at fange og lande skader, og der er fastsat en nulkvote for pighajer. Men det kan desværre ikke i sig selv forhindre, at arterne optræder som bifangst i fiskeri efter andre arter.

Efter at fiskeritrykket i starten af 2000-tallet gik ned, ser nogle af de mest følsomme bifangstarter dog ud til at være i fremgang (Rindorf *et al.* 2020). Blandt de 31 mest fiskerifølsomme arter optræder de 23 af arterne, herunder skade og pighaj, oftere i fangsterne på de videnskabelige monitoringstogter end før. For 14 af arterne, inklusive pighaj, er der tale om en statistisk signifikant fremgang. Tre af de fiskerifølsomme arter, havkat (*Anarhichas lupus*), brosme (*Brosme brosme*) og tærbe (*Amblyraja radiata*), som i Nordsøen alle tre er tæt på deres sydlige udbredelsesgrænse, er dog fortsat i signifikant tilbagegang ligesom ål og flere andre arter, der vandrer mellem ferskvand, brakvand og saltvand.

Når man bruger kriterierne fra havstrategidirektivet, må situationen for de vigtigste kommercielt udnyttede grupper af fiskebestande i både Nordsøen og Østersøen samlet set karakteriseres som værende i bedring, men stadig "Ikke god". Men der er også undtagelser. Rødspætterne i Nordsøen og Skagerrak er som nævnt gået stærkt frem og fiskes bæredygtigt. Mange af bifangstarterne ser ligeledes ud til at være i fremgang, mens torskbestandene generelt har det dårligt. Overordnet set har man sænket fiskeridødeligheden for mange af de kommercielt udnyttede bestande, så den nu ligger tættere på F_{MSY} , og flere af gydebestandene har responderet ved at stige til over $SSB_{MSY-trigger}$. Men der er mange undtagelser, og processen ser nu ud til at være gået mere eller mindre i stå (Froese *et al.* 2021), Som tidligere nævnt kan den manglende overholdelse af landingsforpligtelsen have været en medvirkende faktor (Borges 2021).

I de indre danske farvande er der sket et fald i tætheden af fisk nær kysten, et fald som falder sammen med en generel temperaturstigning og et fald i saltholdigheden og med den vækst der har været i sæl og skarv bestandene (Støttrup *et al.* 2014; Mariani *et al.* 2020, Støttrup *et al.* 2020). Udviklingen varierer fra art til art og fra område til område, men der har været en generel tilbagegang for mange af de arter som er vigtige for kystfiskeriet, samtidig med at der er sket en stigning i antallet af strandkrabber (Støttrup *et al.* 2020). Situationen vurderes som "Ikke god" i langt de fleste kystnære områder i de indre danske farvande.

Et højt fiskeritryk har ikke kun betydning for arternes biomasse og økologiske samspil, det kan også påvirke fiskenes arveegenskaber. Fiskebestande rummer en genetisk diversitet, som er vigtig for deres evne til at klare skiftende miljøforhold. Et selektivt fiskeri kan påvirke deres genetiske diversitet, hvis det favoriserer nogle genotyper på bekostning af andre (Pinsky & Palumbi 2014). ICES rådgiver om bæredygtig fangst på bestandsniveau. I situationer, hvor genetisk forskellige bestandskomponenter gyder i adskilte områder, kan fiskeriet uforvarende komme til at reducere den samlede bestands genetiske diversitet ved at nedfiske enkelte bestandskomponenter, selvom totalfangsten ikke overstiger kvoten (Johansen *et al.* 2020).

Det er ofte vanskeligt at skelne effekten af genetiske ændringer i fiskebestandene fra forbigående adfærds- eller miljøbetingede ændringer af vækst, dødelighed og forplantning (Laugen *et al.* 2013). I fiskeripåvirkede bestande kan en tidligere kønsmodning skyldes et øget fødeindtag, fordi fiskeriet reducerer bestandene og dermed mindsker konkurrencen mellem de tilbageblevne individer. En tidligere kønsmodning kan også være genetisk betinget som en konsekvens af det selektionstryk, der opstår, når fiskeriet øger sandsynligheden for, at fisk dør, inden de bliver kønsmodne og kan give deres gener videre til deres afkom. I en sådan situation vil det kun være de individer, som bliver tidligt kønsmodne, der kan bidrage med gener til den næste generation. Et højt selektionstryk kan også føre til, at fisk med en ændret adfærd, f.eks. en adfærd som øger sandsynligheden for at undgå fiskeredskaber, klarer sig bedre end deres artsfæller (Biro & Post 2008, Andersen *et al.* 2018). På langt sigt kan adfærdsændringer føre til ændringer i økosystemstruktur, herunder ændringer i størrelsessammensætning, fiskebiomasse og forplantningssucces (Wang *et al.* 2020).

Tidlig kønsmodning har konsekvenser for fiskenes vækst, fordi en del af den energi, der kunne have været brugt til vækst, nu bruges på forplantning, og den lavere vækst kan ændre referencepunkter såsom F_{MSY} og SSB_{MSY} -trigger (Heino *et al.* 2013). I Nordsøen har man observeret tidligere kønsmodning hos torsk (Law & Rowell 1993), kuller (Wright 2005) og rødspætte (Grift *et al.* 2007) og en nedgang i den genetiske diversitet hos torsk (Hutchinson *et al.* 2003). I Østersøen er der tegn på, at den tidligere kønsmodning hos torsk kan skyldes fiskeriets påvirkning af bestandens genetiske sammensætning (Vainikke *et al.* 2009), mens man ikke har kunnet dokumentere en nedgang i genetisk diversitet hos torskene (Poulsen *et al.* 2006).

Der er flere tilfælde, hvor man med rimelig stor sandsynlighed kan sige, at påvirkningen fra fiskeriet har spillet en rolle for genetikken. Men årsagssammenhængen bag genetiske ændringer er ofte kompleks, og der er ingen tommelfingerregler, som med fuldkommen sikkerhed kan bruges til at skelne mellem naturlige og fiskeribetingede ændringer i fiskebestandes arveegenskaber. Klimaændringer kan eksempelvis give det samme genetiske, adfærds-mæssige eller fysiologiske livshistorierespons som et højt fiskeritryk (Lancaster *et al.* 2017). Man ved til gengæld, at genetiske ændringer i fiskebestande kan ske relativt hurtigt, og at de ofte er vanskelige at rulle tilbage. ICES (2007b) anbefalede derfor, at man generelt skulle nedsætte fiskeridødeligheden, så man kunne reducere hastigheden og omfanget af de genetiske ændringer, og dernæst øge mindstemålet, så man først fangede fiskene, efter at de var kønsmodnet, så selektionstrykket i retning af tidligere kønsmodning blev yderligere reduceret.

5.6.2. Havbundens dyr og planter

Når en bundtrawl passerer hen over en sand- eller mudderbund, vil bundens øverste lag blive hvirvlet op, og en del af havbundens organismer kan blive revet løs, blive beskadigede eller dø. En trawlpassage vil derfor alt andet lige føre til øget dødelighed for bunddyrene og til en omløjring af bundmateriale. De samlede direkte effekter afhænger af redskabernes samlede fodaftryk, defineret som det område af havbunden, der er blevet udsat for én eller flere redskabspassager, men også af havbundens beskaffenhed, af hvor dybt redskabet graver sig ned i bunden, og af hvor følsom den flora og fauna, der findes på havbunden, er over for bundtrawling (MacDonald *et al.* 1996, Bremner *et al.* 2006, Tillin *et al.* 2006, Hall *et al.* 2008, Hinz *et al.* 2009, Sciberras *et al.* 2018, Rijnsdorp *et al.* 2020b). Den største umiddelbare effekt af en enkelt passage ser man i hidtil ubefiskede områder med en rig bundflora og -fauna. I danske farvande findes områder med en rig bundflora og -fauna typisk, hvor der er gode lys- og iltforhold og en høj saltholdighed ved bunden.

5.6.2.1 Bunden som habitat

Bundflora- og bundfaunaarternes naturlige udbredelse er blandt andet bestemt af havbundens beskaffenhed, vanddybde, saltholdighed, strømforhold, lysintensitet og iltforhold. Det er variationen i disse faktorer, der tilsammen skaber forskellige levevilkår og definerer de habitater, som i grove træk bestemmer, hvilke bunddyrs- og plantesamfund man finder på et givet sted.

Havbunden i de danske havområder er oprindeligt formet af de seneste istidens fysiske forstyrrelser og smeltevandsaflejringer. Det kan ses af de meget forskelligartede og ofte mosaiklignende havbundbundsforhold, hyppigt med grovere havbundsmaterialer som sand, grus og sten på lavere vand og mere mudrede bundtyper på dybere vand. Desværre har man endnu ikke kortlagt den præcise udbredelse af de forskellige bund- og habitattyper i danske farvande. I stedet støtter man sig til ældre og nyere geologiske råstofsundersøgelser samt til en delvis dækkende habitatkortlægning af udvalgte Natura 2000-områder og naturtyper (se bl.a. Al'hamdani *et al.* 2007 og [EUSeaMap2019](#) under EMODnet).

I Nordsøen er de sydligste danske havområder præget af høj saltholdighed og kraftigt tidevand, både kystnært i Vadehavet og på dybere vand omkring Dogger Banke. De kraftige tidevandsstrømme betyder, at bunden i den sydlige Nordsø typisk består af grovere havbundstyper. I Nordsøens nordlige del og i Skagerrak er saltindholdet ligeledes højt, men her er vanddybden større og tidevandsstrømmene svage, så her består bunden ofte af fint mudder. De indre danske farvande forbinder det saltholdige havvand i Skagerrak med Østersøens brakvand. Det betyder, at saltholdigheden i overfladen gradvis falder fra Skagens Odde ind gennem Kattegat, Bælthavet og Øresund, den vestlige Østersø og Bornholm. Men vandmassen er samtidig opdelt i et øverste lag af mere brakt vand og et bundlag af tungt, næringsrigt havvand med højt saltindhold. De fremherskende strømforhold i Kattegat og Bælterne omfatter indstrømning af havvand fra Nordsøen langs havbunden, mens det lettere brakvand strømmer ud fra Østersøen i et øvre vandlag. Hvor de to lag mødes finder man et grænselag med en skarp gradient i saltholdighed. Om sommeren ses desuden en temperaturgradient, fordi det øverste brakke lag ofte er varmere end det underliggende salte havvand. På dybt vand er der derfor ofte en højere saltholdighed og en anden temperatur ved bunden end på lavt vand. Det har stor betydning for forekomsten og dybdeudbredelsen af de forskellige arter af bundflora og -fauna.

Med hensyn til lysforholdene skelnes der i havstrategidirektivet mellem infralittoral-zonen (fra 0-10 m i de indre danske farvande og 0-15 m i de ydre farvande), hvor der er så meget lys, at der kan vokse makroalger og ålegræs, cirkalittoral-zonen (fra 10-40 m) med sparsom algevækst, samt en "dyb" cirkalittoral zone (> 40 m, også kaldet den afotiske zone), som er uden algevækst, fordi lysintensiteten ved bunden er for lav til fotosyntese. På grund af det sparsomme lys domineres cirkalittoral-zonerne af organismer der ikke bruger fotosyntese, herunder bakterier, bundfauna og fisk.

I infralittoral-zonen foregår det bundsløbende fiskeri primært med skrabere efter blåmuslinger, hjertemuslinger og østers på mudder-, sand- og stensbund samt med snurrevod efter torsk og fladfisk på sand- og grusbund. Cirkalittoralt, på det dybere vand, foregår det bundsløbende danske fiskeri især med bundtrawl på mudderbund efter jomfruhummer, rejer og demersale konsumfisk (torsk og fladfisk), med snurrevod efter konsumfisk på blandet sand- og grusbund samt med bundtrawl efter tobis på sand-, skal- og grusbunker (se afsnit 4).

På den jævne bund, som består af sand, silt eller ler, finder man generelt arter med en lav individuel biomasse og et relativt stort forplantnings- og vækstpotentiale. Her man ser den største negative effekt af trawlfiskeri på den samlede biomasse samt på antallet rørboende eller fastsiddende dyr på og i havbunden, mens større gravende arter og små hurtigt voksende arter enten ikke er væsentligt påvirkede eller i nogle tilfælde endog bliver hyppigere som følge af fiskeri (Sköld *et al.* 2018, McLaverty *et al.* 2020a & b, Hiddink *et al.* 2020, Hintz *et al.* 2021).

Den hårde bund, som består af stenrev og andre områder med sten, ral, grus, skalgrus og groft sand danner levested for mange af de planter og dyr, der lever fasthæftet på hårde overflader (såkaldt epiflora og -fauna). Disse habitater påvirkes typisk kraftigt af blot en enkelt trawlpassage og er længe om at gendannes (Kaiser *et al.* 2006, Cook *et al.* 2013, Sciberras *et al.* 2018).

Biogene bundtyper, som er dannet af tætte forekomster af makrovegetation (ålegræs og makroalger) eller større faunaarter (svampe, koraller, rørboende havbørsteorme, muslinger, krebsdyr, og søliljer) og skeletdele fra de dyr, der lever på det biogene bundmateriale (f.eks. skalsand), findes på både den jævne og den hårde bund. De biogene bundtyper danner hyppigt levested for en artsrig fauna. Substraterne er ofte > 10-100 år gamle og har tilsvarende lange regenerationstider. De er derfor særligt følsomme for fiskeri med bundsløbende redskaber (Tendal & Dinesen 2005, HELCOM 2007, OSPAR 2008).

5.6.2.2 Bundflora i infralittoralzonen

Ålegræs og større tangplanter (makroalger) er sårbare overfor bundsløbende redskaber. De påvirkes både direkte, fordi de kan blive revet løs eller beskadiget, og indirekte, fordi det ophvirvlede bundmateriale dæmper lyset og kan sætte sig på bladene. Muslingeskrabning og andre bundsløbende redskaber kan desuden ændre bundens struktur og fjerne de sten og skaller, som tangplanterne kan hæfte sig på (Short & Wyllie-Escheverria 1996, Sewell *et al.* 2007, Vinther *et al.* 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). I lavvandede kystnære områder som f.eks. Limfjorden kan fiskeri med muslingeskrabere og andre bundsløbende redskaber nedsætte sigtbarheden i vandet, øge frigivelsen af næringsstoffer og forøge iltforbruget samt muligvis ændre eller reducere produktionen af planktonalger i det område, som påvirkes (Riemann & Hoffmann 1991, Holmer *et al.* 2003, Doecksen 2006, ICES 2007a, Bradshaw *et al.* 2012, Almroth-Rosell *et al.* 2012, Petersen *et al.* 2020). Det har dog vist sig, at muslingeskrabernes betydning for ophvirvling af bundmaterialet i Limfjorden er begrænset, og et nyligt studie har vist, at effekten af muslingeskrabning er lille sammenlignet med naturlig ophvirvling fra storme og bølger (Pastor *et al.* 2020).

Ålegræs

Blåmuslingeskrab forekommer typisk på 3-10 m dybde. På sand- og mudderbund, hvor der vokser ålegræs, vil skraberens kunne beskadige ålegræsset ved fysisk at påvirke både voksne planter, rodsrud, frøspirende planter og den frøpulje, der ligger i sedimentet (Vining 1978, Barnette 2001, Morgan & Chuenpagdee 2003). Der forekommer dog meget sjældent målrettet fiskeri med muslingeskrabere i områder med tætte ålegræsbestande, både fordi biomassen af blåmuslinger her ikke er høj nok til et rentabelt fiskeri, fordi skraberens ikke fungerer effektivt, når den fyldes med plantemateriale i stedet for muslinger, og fordi der i forbindelse med forvaltningen af fiskeriet er etableret "ålegræskasser" hvor muslingefiskeri er forbudt for at beskytte ålegræsset.

Fiskeri med bundsløbende redskaber ophvirvler samtidig bundmateriale, som kan reducere mængden af lys ved bunden og afleje sig på ålegræssets blade og derigennem påvirke planternes vækst og udbredelse negativt (Short & Wyllie-Escheverria 1996, Boudouresque *et al.* 2009, Kiparissis *et al.* 2011, Martin *et al.* 2014, Brodersen *et al.* 2017, Strydom *et al.* 2017). I de lavvandede danske områder er vindgenereret ophvirvling dog som nævnt ofte af langt større betydning end den, der forårsages af fiskeriet (Petersen *et al.* 2020, Pastor *et al.* 2020).

Gentagne muslingeskrab kan skade ålegræsset permanent ved at ændre de øverste bundlags struktur og kornstørrelsessammensætning (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Det skyldes, at finkornede (lette) partikler (silt og ler) kommer til at dominere de øverste lag af bunden og det reducerer forankringsevnen for de frøspirende planter. De finkornede partikler kan også øge den naturlige ophvirvling af bundmateriale og i stormvejr medføre forringede lysforhold for ålegræsset (Robinson *et al.* 2005, Holmer *et al.* 2003).

Ud over fiskeri foregår der lokalt også klapping, råstofindvinding og gravning i havbunden, f.eks. i forbindelse med uddybning af sejlrender. Petersen *et al.* (2020) analyserede den samlede påvirkning af disse aktiviteter og konkluderede, at aktiviteterne kun helt lokalt kan have påvirket ålegræssets hovedudbredelse. Påvirkningen af ålegræsset skyldtes her primært direkte fysisk påvirkning fra fiskeri med bundsløbende redskaber.

De indirekte effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på ålegræs omfatter desuden frigivelse af næringsstoffer, øget iltforbrug fra det suspenderede bundmateriale, permanente forandringer af havbundens struktur samt ændrede fødenetstrukturer. Fiskeri af konsumfisk (torsk og sild) kan for eksempel ændre fødenetstrukturen, så ålegræssets blade i højere grad bliver overgroet af alger, der hæmmer ålegræssets vækst (Heck & Valentine 2007, Baden *et al.* 2012, Maxwell *et al.* 2017, Petersen *et al.* 2020).

Reetableringstiden for ålegræs er 5-20 år. Reetableringen sker hurtigst ved rodskydning fra eksisterende planter (lokalt) og meget langsommere ved frøspredning og -siring (over større arealer og afstande) (Olesen *et al.* 2009, Pedersen *et al.* 1999, Petersen *et al.* 2020).

Makroalger

Makroalger er afhængige af forekomst af en hård overflade af en vis størrelse, som de kan hæfte sig på. Ved blåmuslingeskrab fjernes der fast substrat i form af muslinger, skaller og sten (Dolmer *et al.* 2013). Tabet af hårdt substrat kan være permanent, når det drejer sig om sten og tætte lag af skalmateriale, eller være midlertidigt (af 1-3 års varighed), når det drejer sig om blåmuslinger og spredte forekomster af skalmateriale. Fjernelse af større sten og skaller og andre hårde overflader fra infralittoral-zonen, vil således kunne reducere mængden af makroalger. Blåmuslingefiskeriet er derfor generelt pålagt at genudlægge alle de sten \geq 2kg, som de får i redskaberne.

Ligesom for ålegræsset vil makroalgernes vækst reduceres af de forringede lysforhold der opstår, hvis der er en øget mængde af finkornet bundmateriale i vandsøjlen. Undersøgelser af fiskeriets ophvirvling af bundmateriale i forskellige områder i Limfjorden fandt imidlertid, at ophvirvlet bundmateriale hurtigt forsvandt fra vandsøjlen, og forfatterne konkluderede derfor, at problemet ikke var væsentligt i de undersøgte områder (Riemann & Hoffmann 1991, Pastor *et al.* 2020). Andre undersøgelser har dog påvist, at ophvirvlet bundmateriale fra fiskeri kan tildække bladpladerne af bl.a. sukkertang og dermed hæmme planternes vækst (Lyngby & Mortensen 1996). Reetablering af makroalge-bede tager ca. 5 år, forudsat at bundforholdene ikke er forandrede, f.eks. fordi bunden er blevet koloniseret af epifauna som rurer, søanemoner og søpunge (Majland 2005, Möhlenberg *et al.* 2008).

På den amerikanske vestkyst har en undersøgelse påvist, at en øget ophvirvling af bundmateriale som følge af fiskeri har reduceret størrelsen og udbredelsen af makroalger (Steller *et al.* 2003). På den amerikanske østkyst har man desuden påvist, at et overfiskeri af torsk indirekte har påvirket fødenetstrukturen ved at nedsætte torskens prædation af søpindsvin. Søpindsvin spiser makroalger og

den øgede biomasse af søpindsvin har flere steder ført til en nedgræsning af selv tætte makroalgebevoksninger (tangskove) (Steneck *et al.* 2002, 2013), mens et fiskeri efter søpindsvin omvendt har bidraget til øget udbredelse af tangskove (Heck & Valentine 2007). Globalt set er makroalger i tilbagegang på grund af global opvarmning, eutrofiering og ophvirvling af bundmateriale (Filbee-Dexter & Wernberg 2018). Hvorvidt fiskerierne i danske farvande påvirker makroalgebestandene indirekte gennem ændringer af fødenetstrukturer og prædator-algegræsserrelationer, vides ikke.

5.6.2.3 Bundfauna i infralittoralzonen

Direkte påvirkning

Blåmuslinger danner biogene rev og banker i infralittoralzonen (≤ 15 m) i de indre danske farvande. Den almindelig blåmusling, *Mytilus edulis*, er tilpasset lavvandede områder med høj energiomsætning og er karakteriseret ved høj larveproduktion, stort spredningspotentiale og hurtig vækst til kønsmodning, men bankerne rummer også en række andre arter som lever på eller mellem muslingerne.

Fiskeri med muslingeskrabere i infralittoralzonen har en negativ effekt på artsdiversiteten i muslingebankerne den første uge efter fiskeri, og reetablering af faunaen tager > 50 dage i områder med mudderblandet sand (Kaiser *et al.* 2006). Fiskeriet har en signifikant negativ direkte effekt, både på de dyr der lever nedgravet i bunden, som mange havbørsteorme og muslinger, og på dem der lever på bundens overflade, såsom havsvampe, søanemoner, søpindsvin og søpunge (Dolmer *et al.* 2001).

I det danske muslingefiskeri fanges der også en del hjertemuslinger, men miljøeffekterne af dette fiskeri kendes ikke (Nielsen *et al.* 2021).

Fiskeri med østersskrabere efter europæisk østers, *Ostrea edulis*, er i danske farvande begrænset til den vestlige del af Limfjorden. Østersbestanden har varieret betydeligt igennem de seneste årtier. Der skete en kraftig tilvækst i 1990'erne og frem til 2005, hvor man landede ca. 1000 tons, hvorefter bestanden gik stærkt tilbage pga. manglende rekruttering. Det skete sandsynligvis som en følge af lavere temperaturer, ændrede gydeperioder og forringede fødeforhold (Kristensen & Hoffmann 2006, Nielsen & Petersen 2019). Stillehavsøstersen (*Crassostrea gigas*), en invasiv art, har til gengæld bredt sig. De anvendte østersskrabere er relativt små og lette (20-30 kg) og deres effekt på bundfaunaen er vurderet til at være forholdsvis begrænset (Dolmer & Hoffmann 2004).

Øget ophvirvling og aflejring af bundmateriale forårsaget af fiskeri med muslingeskrabere og bundtrawl kan tildække bundfauna, enten midlertidigt eller permanent. Det kan påvirke faunaens føde- og iltoptagelse negativt, især for de dyr der lever af at filtrere vandet (Petersen *et al.* 2018, 2020). I de lavvandede danske områder er vind-, bølge- og strømgenereret ophvirvling af bundmateriale dog ofte af langt større betydning end fiskeriet med bundsløbende redskaber (Petersen *et al.* 2020).

Langtidsændringer

Relativt få studier har undersøgt de langsigtede effekter af fiskeri i infralittoralzonen. I de indre danske kystnære fjorde, vige og bugter og ud til 1 sømil fra kysten er overvågningen af bundfauna oprindelig udformet under vandrammedirektivet. Den har derfor sigtet mod at vurdere effekter af eutrofiering og de heraf afledte reducerede iltforhold (Josefson *et al.* 2009). Fiskeri med muslingeskrabere er forbudt på lavere vand end 3 m i Limfjorden, og det er derudover begrænset af ålegræssets dybdeudbredelse. Muslingefiskeriet foregår derfor primært i et bælte fra 4-5 m og ned 10-15 m. Blåmuslingeområderne og blåmuslingefiskeriet er dynamiske af natur og falder ikke altid sammen med placeringen af bundfaunastationer i det danske miljøovervågningsprogram NOVANA. Sammen med svingninger i ilt, temperatur og mængden af ophvirvlet bundmateriale i vandet gør det det vanskeligt at modellere og vurdere korttids- og langtids effekterne af muslingefiskeri i forhold til de øvrige menneskeskabte påvirkninger af de kystnære vandområder (Eigaard *et al.* 2020, McLaverty *et al.* 2020b). Blåmuslingernes korte generationstid (1-2 år) og hurtige genopretning af banker ($< 3-5$ år) betyder imidlertid, at denne habitattype langtfra er så sårbar for fiskeri (Dolmer *et al.* 2001, 2013), som mange

andre biogene infralittorale habitattyper (f.eks. ålegræs- og tangbede og bede dannet af havbørsteormen *Lanice conchilega* og hestemuslingen *Modiolus modiolus*).

5.6.2.4 Bundfauna i cirkalittoralzonen

Direkte påvirkning

Langt de fleste undersøgelser af den direkte fiskeripåvirkning af bundfauna er foretaget i cirkalittoralzonen (dvs. både i den fotiske zone i 10-40 m dybde og i den dybere afotiske zone) og har fokuseret på hvad der sker i de første uger efter passage af et bundslæbende redskab. I en oversigtsartikel som opsummerede 101 undersøgelser af fiskerieffekter på bundfauna fandt Kaiser *et al.* (2006), at bund- og bomtrawling havde en negativ effekt på bundfaunaen på både sand- og mudderbund inden for den første uge efter en redskabspassage. Bundfaunaens dødelighed, udtrykt som procentvis reduktion efter en redskabspassage, afhang af redskabernes udformning, habitattypen og bundfaunaens biologiske karaktertræk (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007, Hiddink *et al.* 2017). Resultaterne fra reviews i Kaiser *et al.* (2006) og Kaiser & Hiddink (2007) fremgår af tabel 5.6.5. Den procentvise dødelighed i den højre søjle er et udtryk for den gennemsnitlige dødelighed i forskellige områder og kan ikke anvendes til at forudsige en præcis fiskeribetinget dødelighed for bundfauna i danske farvande, men de giver en god relativ indikation af redskabernes negative effekter og af bundfaunaens og de forskellige habitaters følsomhed for fiskeripåvirkning.

Hvis man ser nærmere på de undersøgte organismer fremgår det således at dødeligheden på sandbund er størst for de bunddyr, der ernærer sig ved at filtrere føde fra havvandet (filtratorer), mens det på mudderbund især er de dyr, som æder det organiske materiale i havbunden (sedimentædere), der påvirkes negativt. Blandt de forskellige redskaber har bomtrawl efter rødspætte og tunge overordnet set den største negative effekt på sand- og sandblandede habitater (dvs. de habitater hvor redskabet hovedsagelig anvendes).

Tabel 5.6.5. Gennemsnitlig bundfauna-dødelighed i procent indenfor 24 timer efter trawling på forskellige bundtyper fordelt på forskellige dyregrupper (rækker/phylae). Forkortelser: P&C: dyriske svampe og nældecelledyr, Mol: bløddyr, Ann: børsteorme, Cru: krebsdyr, Ech: pighude, Øvr: øvrige grupper (fra Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007). Procentværdier > 50 % er markeret med fed.

Trawl type	Bundtype	Dyregrupper	Direkte dødelighed i % ≤ 24 timer efter trawling
Bomtrawl	Grus	Mol, Ann, Cru, Ech	-42
	Sand	Mol, Cru, Ech	-75
		Ann	-21
	Sandblandet mudder	Øvr	-54
		Mol	-29
Bundtrawl	Biogene rev	Mol	-91
		Ech, Øvr	-73
		P&C	-62
	Grus	P&C, Mol, Cru, Ech	+3
	Sand	P&C, Mol, Ann, Cru, Ech	-15
	Sandblandet mudder	Cru	-81
		Mol, Ann	-26
	Silt (mudder)	Mol	-37
		Cru, Ech, Øvr	-28
Ann		-24	

Inden for den danske EEZ (økonomiske zone) i Nordsøen foregår der imidlertid også et betydeligt bomtrawlfiskeri efter hesterejer på < 20 m dybde (1.904 indsatsdage, tabel 4.2.1 og 4.2.2). Det anvendte redskab er dog mindre og 5-6 gange lettere end de bomtrawl, der bruges til fangst af fladfisk (ICES 2007a). På sandbund har videoundersøgelser vist at det kun er reje-bomtrawlens ramme og sidesko der efterlader synlige spor på havbunden og at redskabet derfor sandsynligvis påvirker bundfaunaen i mindre grad end den fladfiskebomtrawl der anvendes til rødspætte og tunge fiskeri (Vorberg 2020). Rejebomtrawlens tunge ramme og sidesko påvirker især infauna på sandbund og epiflora og -fauna på blandet bund (Doeksen 2006, ICES 2007a).

Den største negative effekt af bundtrawling ser man på biogene habitater, hvor faunaen danner rev, banker eller måtter på bunden. Det skyldes både høj dødelighed (59-90 %) efter en trawlpassage og lange regenerationstider (> 10 år) (Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007, Cook *et al.* 2013, Dinesen & Morton 2014, Dinesen *et al.* 2020). I danske farvande omfatter disse habitater f.eks. hestemuslingebanker og områder, hvor den rørboende tangloppe *Haploopsis* danner sammenhængende måtter på bundens overflade (Cook *et al.* 2013, Dinesen *et al.* 2020). Særlig når det gælder biogene habitater, tyder flere undersøgelser på, at de største forandringer af havbundens struktur og bundfauna sker under de første 1-3 trawlpassager (Cook *et al.* 2013).

I danske mudderbundsområder findes der endvidere særligt sårbare arter, som søstrå (*Virgularia mirabilis*, *Virgularia tuberculata*, *Funiculina quadrangulata*), rød søfjer (*Pennatula phosphorea*), store søanemoner som tyk cylinderrose (*Pachycerianthus multiplicatus*), muslinger som molboøsters (*Arctica islandica*), hestemuslinger (*Modiolus modiolus*), rørboende tanglopper (*Haploopsis tenuis*, *H. tubicola*) og svampe (bl.a. figensvamp (*Suberites ficus*) og "bægersvamp" (*Phakellia sp.*)). Disse arter er i dag sjældne de fleste steder, fordi de nemt beskadiges af et bundslæbende redskab, og fordi deres spredningspotentiale er lavt og/eller deres rekruttering kun kan ske tæt ved eller i eksisterende bestande (Dinesen *et al.* 2020). I danske farvande er disse arters udbredelse, bestandsstruktur og -dynamik meget dårligt kendt, ligesom fiskeriets effekter på arterne og på de biogene habitater, som flere af dem bidrager til, også i mange tilfælde er ukendt (Dinesen *et al.* 2020).

Arterne ser dog især ud til at findes hvor fiskeriet med bundslæbende redskaber er mindre intensivt. Undersøgelser har f.eks. vist, at områder omkring vrage kan fungere som trawlfri områder med høj biodiversitet og overlevelse af sårbare arter (Ball *et al.* 2000). Tilsvarende har nye undersøgelser i Kattegat vist, at områder med boblerev fungerer som "de facto" lukkede områder på mudderbund og på sand- og skal-blandet mudderbund, og at der her er tætte forekomster af f.eks. søfjer og søstrå samt *Haploopsis*-tanglopper (Dinesen *et al.* 2020).

Haploopsis-tanglopperne var tidligere udbredt flere steder i Kattegat og det nordlige Øresund (Petersen 1913), men er i dag forsvundet fra flere af disse områder (Göransson *et al.* 2010, Göransson 2002, 2017). Undersøgelser ud for den franske kyst har vist, at tætte bestande af *Haploopsis nirae* (~ 1200 individer m²) har en tilknyttet fauna, som adskiller sig arts-mæssigt med op til 33 % fra faunaen på den tilstødende havbund (Rigolet *et al.* 2014). I danske farvande lader det til, at den *Haploopsis*-tilknyttede fauna forsvinder, når *Haploopsis*-tætheden kommer under 700-1000 voksne individer per m².

Hestemuslinger lever samlet i klynger, banker og rev, som er karakteriserede ved en høj artsdiversitet og produktion af f.eks. større orme, snegle, krebsdyr og pighude, som er vigtige fødeemner for unge og voksne fisk, bl.a. torsk (Blegvad 1916, Strain *et al.* 2012). Hestemuslinger har pelagiske larver med et stort spredningspotentiale (100-1000 km), men rekrutteringen er typisk uregelmæssig, og den sene kønsmodning (4-8 år) medfører, at regenerationsevnen er lav (Wiborg 1946, Brown 1989, Magorrian & Service 1998, Strain *et al.* 2012, Dinesen & Morton 2014). Flere steder (f.eks. i det Irske Hav og i Strangford Lough), hvor bestandene har været udsat for fiskeri rettet mod de jomfruøsters, som typisk findes sammen med hestemuslingerne, er hestemuslingebankerne ikke blevet gendannet efter 25 år (Veale *et al.* 2000, Strain *et al.* 2012, Cook *et al.* 2013, Dinesen & Morton 2014). Det er uvist, om tilbagegangen af hestemuslinger i Nordsøen og indre danske farvande skyldes fiskeri med bundslæbende redskaber, andre faktorer som eutrofiering og klimaforandringer, eller en kombination

heraf (Dinesen & Morton 2014). På dybere vand (> 15 m) hvor der fiskes efter jomfruhummer og torsk eller sejles rutefart med katamaranfærger (f.eks. ved 14-favnerevet sydøst for Hirsholmene i Ålbæk Bugt) kan tilbagegangen i bestanden af hestemuslinger muligvis skyldes direkte fysisk forstyrrelse eller tildækning med øgede mængder ophvirvlet finkornet sediment.

I et nyere globalt review af fiskerieffekter med bundslæbende redskaber varierede bundfauna-dødeligheden mellem 6-41 % per trawlpassage afhængigt af bund- og redskabstype (Hiddink *et al.* 2017). Den største dødelighed blev forårsaget af redskaber, der graver dybt i havbunden, i områder med biogene strukturer og med et højt mudderindhold. Blandt redskaberne var det fiskeri med hydrauliske skrabere (med opsugning af havbunden) der gav den største dødelighed, dernæst kom henholdsvis skrabere, bomtrawl og bundtrawl (Hiddink *et al.* 2017). Den gennemsnitlige dødelighed af bundfauna ved bundtrawling med ~ 2,4 cm dybdepåvirkning var 6 %, mens den for hydrauliske skrabere med ~ 16,1 cm dybdepåvirkning var 41% (Hiddink *et al.* 2017). En tilsvarende nyere undersøgelse af resultater af eksperimentel trawling viste en gennemsnitlig individreduktion på 26 % og en reduktion af antallet af arter per arealenhed på 19 % per trawlpassage (Sciberras *et al.* 2018). I danske farvande er undersøgelser af direkte effekter af trawlfiskeri på bundfauna og bundtyper endnu fåtallige. Flere undersøgelser er i gang, og resultaterne forventes at foreligge i 2021-2022.

Fiskeri med passive redskaber foregår i danske farvande primært med nedgarn efter torsk, rødspætte og tunge på blandet bund på mere end 10 m dybde. Bifangsten af bunddyr i nedgarnsfiskeriet omfatter f.eks. større krebsdyr og søstjerner, men samlet set antages effekterne på bundfaunaen at være betydelig mindre end ved trawlfiskeri. Passive redskaber anvendes imidlertid ofte på eller ved rev (stenrev, boblerev og biogene rev), hvor garnet kan knække, vælte og løsrive revstrukturer, men disse effekter er ikke undersøgt i danske farvande. Undersøgelser andre steder har dog vist, at passive redskaber som nedgarn kan påvirke flora og fauna ved erosion og afrivning, særlig når grejet hales ind (ICES 2006, Shester & Micheli 2011). Fiskeri med bundgarn og ruser efter sild og ål samt med tejner efter taskekrabber og jomfruhummer er mindre fiskerier. Derfor må de mulige effekter på flora- og fauna antages at være begrænsede i danske farvande, selvom redskabernes påvirkning ikke er nærmere undersøgt.

Langtidsændringer

Stort set alle undersøgelser af de langsigtede fiskerieffekter på marin bundfauna er foretaget i 10-100 m dybde i havområder, hvor der har fundet fiskeri sted i mere end 100 år, og hvor fiskeriet især i de seneste 50 år er blevet stadig mere intensivt og har anvendt stadig større og tungere bundslæbende redskaber (Løkkeborg 2005, Kaiser *et al.* 2006). Analyserne er ydermere ofte baseret på relativt få prøver og tager ikke højde for, at der har været trawlet i områderne igennem længere tid, og at de største forandringer af bundfaunaen sandsynligvis kan være sket for 25-50 år siden eller længere tilbage, som f.eks. i Nordsøen (Callaway *et al.* 2007, Kröncke *et al.* 2011). Undersøgelserne bygger endvidere for det meste på sammenligninger af bundfaunaen i områder med forskellig fiskeriintensitet. Ofte er det vanskeligt at foretage disse sammenligninger uden at tage forbehold for forskelle i miljøet i de pågældende områder, og det er derfor almindeligt, at undersøgelserne medtager andre mulige forklarende miljøvariable såsom forskelle i sedimentkarakteristika, saltholdighed og dybde i analysen af resultaterne.

Effekterne af den enkelte trawlpassage aftager desuden relativt med et stigende fiskeritryk, indtil økosystemet når en tolerancegrænse (tærskelværdi), hvor fødenettets struktur (den trofiske struktur) pludselig ændres samtidig på flere niveauer (Collie *et al.* 2004, Folke *et al.* 2004). Sådanne pludselige ændringer kaldes "regimeskift" og er oftest ikke-lineære. Den gamle fødenetstruktur kan derfor være vanskelig at genoprette (Collie *et al.* 2004). Man har påvist, at der er sket regimeskift i perioden fra 1986-1996 i Nordsøen (Kenny *et al.* 2009), i Limfjorden (Tomczak *et al.* 2013) og i Kattegat (ICES 2008). Det er dog uvist om disse regimeskift er fiskeribetingede eller har andre årsager.

Fiskeri og udsmid har ligeledes vist sig at kunne ændre biomasseproduktionen og fødenetstrukturen over længere tid (Tremblay-Boyer *et al.* 2011, van Denderen *et al.* 2013, Hiddink *et al.* 2016, 2020, Hinz *et al.* 2017). Bundtrawling reducerer den samlede biomasse af bundfauna som følge af direkte dødelighed på havbunden (Hiddink *et al.* 2020). De bunddyr, der bliver beskadiget eller dør, spises af fisk eller andre bunddyr. Det kan føre til en øget lokal forekomst af større mobile ådselædende bundfaunaarter, (bl.a. konksnegle, rejer, eremitkrebs, jomfruhummere, krabber og søstjerner) og fisk (bl.a. slimål, ising og hvilling), der ofte er fysisk robuste og/eller har stort rekrutteringspotentiale (Jennings & Kaiser 1998, 2001a, 2001b, 2002, Duplisea *et al.* 2002, Lambert *et al.* 2011). Fysisk skrøbelige og/eller langsomt voksende arter med ringe rekrutteringspotentiale (bl.a. koraldyr, tyndskallede muslinger og krebsdyr samt søpindsvin) forsvinder fra fødenettet (Hiddink *et al.* 2008, Lambert *et al.* 2011). En øget ådselproduktion kan således på længere sigt øge bestandene af ådselædere og på den måde påvirke økosystemets fødenetstruktur (Ramsay *et al.* 1998, Tillin *et al.* 2006, Groenewold & Fonds 2000).

Den fiskeribetingede reduktion i funktionelt forskellige dyrs bestandsstørrelser, biomasser og produktion kan medføre ændringer i og tab af vigtige økosystemfunktioner. Det kan dreje sig om filtreringen af primær og sekundær produktion fra vandsøjlen (dvs. koblingen mellem bund og vandsøjle), gravende organismers omrøring og iltning af havbunden (bio-turbation) og fødetilførselen til andre bunddyr og fisk (fødenetstruktur).

I Nordsøen har man gennem analyse af historiske bundfaunadata påvist, at en række fysisk skrøbelige og langsomt voksende arter er gået tilbage fra 1900 til 1980, mens ændringerne i nyere tid frem til 2000 har været mindre (Callaway *et al.* 2007).

I Kattegat har man påvist en ændring i bundfaunaens artssammensætning på 50 % i perioden fra ca. 1880'erne til nu, selvom det samlede antal arter er nogenlunde det samme (Josefson *et al.* 2018). Særlig vigtigt viste studiet af Josefson *et al.* (2018), at mange af de større fritlevende arter, der tidligere forekom over et stort dybdeinterval, i dag næsten er forsvundet fra de dybere dele af området, hvor der foregår bundtrawling efter jomfruhummer. Dette var særlig tydeligt for de 30 % af de i alt 117 arter, som fandtes i både 1880'erne og i dag. Det drejer sig især om større arter, som lever på bunden eller i dens øverste lag, og som er følsomme over for det typiske trawlfiskeri, som foregår på dybere vand (> 20 m) i Kattegat. De mest dominerende arter på dybere vand i dag er forskellige orme og rejer og andre kortlivede bundfaunaarter. Josefson *et al.* (2018) forklarer arternes ændrede dybdeudbredelse og dominans som en kronisk effekt af trawlfiskeri snare end eutrofiering. Men resultaterne er ikke entydige. Obst *et al.* (2018) sammenlignede ligeledes historiske og nyere data og fandt, at der var sket en meget massiv tilbagegang i antallet af arter i Kattegat og Skagerrak. Rosenberg & Nilsson (2005) fandt ligeledes en tilbagegang i antallet af arter og tilskrev det en forværring af iltforholdene ved bunden. I modsætning hertil fandt Göransson (2017), at artsantallet i perioden 1993-2016 havde holdt sig nogenlunde konstant, men at der var sket en nedgang i antallet af arter med en nordlig udbredelse (arktisk-boreale), mens flere sydligere arter var kommet til. Det skyldes muligvis den stigning i havtemperaturen, der samtidig var sket på grund af klimænderinger. Göransson (2017) påpeger dog, at påvirkning fra både bundtrawling og dårlige iltforhold også kan have bidraget til ændringen.

Flere sammenlignende undersøgelser af bundfaunaen i områder med forskellig bundtrawlingsintensitet har vist signifikante negative effekter i tætheden af både individer og arter i Kattegat, når trawlingsintensiteten gik fra lav til middel (Gislason *et al.* 2017, Göransson 2017, Sköld *et al.* 2018, Josefson *et al.* 2018). Samlet set tyder dette på, at der over flere årtier er sket gradvise ændringer af den bundlevende makrofauna som følge af bundtrawling, samtidig med at der er sket generelle ændringer i bundfaunaens artssammensætning på grund af eutrofiering og klimaforandringer.

Bundtrawling efter jomfruhummer og blandet konsumfisk (bl.a. torsk) på rent mudder og på sandblandet mudderbund udgør den næststørste fiskeriindsats og den tredjehøjeste landingsværdi i det danske fiskeri (tabel 4.2.1 og 4.2.2). En række undersøgelser af effekten af dette trawlfiskeri i Kattegat har påvist reduktion i antal individer, artstæthed, og/eller biomasse for enkelte eller mange bundfaunaarter

(makro- og mega-infauna og/eller -epifauna) (Rosenberg *et al.* 2003, 2005, Pommer *et al.* 2016, Gislason *et al.* 2017, Hansen & Blomkvist 2018, Sköld *et al.* 2018, McLaverty *et al.* 2020a). Den negative påvirkning giver sig især udtryk i en reduktion i antallet af individer af større og langlivede arter, mens mindre arter påvirkes mindre negativt eller i nogle tilfælde positivt, noget der sandsynligvis er koblet til deres biologiske karakteristika (van Denderen *et al.* 2015, McLaverty *et al.* 2020a).

I Nordsøen har man observeret lignende ændringer (Bergman & Hup 1992, Bergman & van Santbrink 2000, Frid *et al.* 2000, Hall *et al.* 1993, Kaiser 1998, Collie *et al.* 2000, Bremner *et al.* 2003, Frid *et al.* 2009, Callaway *et al.* 2002, Hiddink *et al.* 2006, Robinson & Frid 2008, Reiss *et al.* 2009, Meyer *et al.* 2019, Coates *et al.* 2016, Clare *et al.* 2021), og det har man også i tilstødende farvande såsom Biscayen (Hily *et al.* 2008) og Det Irske Hav (Hinz *et al.* 2009). I sidstnævnte område har vedvarende trawling efter jomfruhummer på mudderbund haft en signifikant negativ effekt på antallet af infauna-individer (-72 %), -biomasse (-77 %) og -artsdiversitet (-40 %) samt for antal epifauna-individer (-81 %) og -artsdiversitet (-14 %) (Hinz *et al.* 2009). I områder med de højeste fiskeriintensiteter var biomassen af epifauna domineret af store individer af en mobil ådselæder, almindelig søstjerne (*Asterias rubens*) (Hinz *et al.* 2009). Dette svarer til resultaterne af en undersøgelse fra den sydlige Nordsø i et område med betydelig fiskeripåvirkning over længere tid. Her havde områder, som var trawlet, typisk et mindre antal individer af større fastsiddende filtrerende epifauna, mens intenst trawlede områder havde høje biomasser af mobile og nedgravede arter, særlig ådselædere (Reiss *et al.* 2009). For infaunaen var individernes gennemsnitstørrelse og samlede biomasse mindre i intenst fiskede områder end i mindre intenst fiskede områder (Reiss *et al.* 2009). I Kattegat er der ligeledes blevet observeret høje tætheder af ådselædere i områder med fiskeri efter jomfruhummer (Dinesen *et al.* 2020).

De samlede resultater indikerer, at bundtrawling kan medføre betydelige forandringer i økosystemernes fødenet og biodiversitet (Hinz *et al.* 2009). Fiskeriintensiteten har også vist sig at være den vigtigste faktor for reduktion af faunaens maksimale individstørrelse i Det Irske Hav (-15 % i gennemsnit, maksimalt op til -60 %) (Lambert *et al.* 2011). Nogle undersøgelser har vist, at vedvarende trawling målrettet jomfruhummer og konsumfisk (bl.a. torsk) ændrer bestandsstrukturen, rekrutteringsgrundlaget og individstørrelsen af målarten samt af flere større associerede arter (Howson & Davies 1991 i Hughes 1998, Reiss *et al.* 2009, Kröncke 2011). I en anden undersøgelse af den jomfruhummer-associerede fauna var større gravende arter (f.eks. krebsdyret *Callinassa spp.*) dog upåvirkede af trawling (Atkinson 1989 i Hughes 1998). Det er uklart, om de varierende resultater skyldes forskelle i undersøgelsesmetoder eller en bagvedliggende ukendt fiskeribetinget langtidsændring (Hinz *et al.* 2009). Nyere undersøgelser tyder på, at effekten af bundtrawling ikke bare afspejler den fiskeribetingede dødelighed, men også vil afhænge af ændrede interaktioner mellem arter og individer i bunddyrssamfundet (Howarth *et al.* 2020, van de Wolfshaar *et al.* 2020).

Tidligere undersøgelser af, om bundtrawling kunne have en positiv effekt ved generelt at øge produktionen af små opportunistiske faunaarter og individer (og dermed mængden af fiskeføde), har ikke givet et entydigt svar (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001, van Keeken *et al.* 2007, Hiddink *et al.* 2008). Selvom positive effekter kan forekomme i enkelte tilfælde, lader negative effekter til at være de hyppigste (van Denderen *et al.* 2013, Johnson *et al.* 2015, Hiddink *et al.* 2016, Collie *et al.* 2017).

5.6.3. Havfugle

5.6.3.1 Direkte påvirkning

Utsigtede bifangster af havfugle kendes fra en lang række både små og store fiskerier rundt om i verden. Bifangsterne sker både i aktive og passive fiskeredskaber inklusive trawl, skrabere, snurrevod, langliner, pilke, dørge, tejner, drivgarn og nedgarn (Weimerskirch, Capdeville & Duhamel 2000, Lewison *et al.* 2014, Pott & Wiedenfeld 2017). Bifangstrisikoen varierer dog meget fra art til art og fra redskab til redskab. De fleste europæiske havfugle har optrådt som bifangst, herunder alkefugle, skarver, ænder, lappedykkere, måger, stormsvaler, rider, svømmesnepper, skråper, kjover, suler og terner (ICES 2018).

Passive redskaber, såsom garn og langliner, er kendt som de mest problematiske og kan give bifangst af arter, der finder deres føde ved bunden, i vandsøjlen (Žydelis *et al.* 2009, Anderson *et al.* 2011), på havoverfladen eller ved at styrtdykke ned under overfladen, især under sætning eller indhaling af redskaber (Tuck *et al.* 2011). Slæbte redskaber bidrager væsentligt til dødeligheden for suler og terner, enten direkte som bifangst, eller indirekte fordi fuglene kolliderer med wirene. Globalt set er det imidlertid garnfiskerierne, som især i kystfarvande påvirker det største antal havfugle og bidrager til tilbagegangen af truede arter (Žydelis, Small and French 2013, Dias *et al.* 2019).

Danmark ligger på en af de vigtigste migrationsveje for paleoarktiske fugle, og de danske havområder udgør for mange arter et vigtigt stop på vejen. Især kystvandene er meget vigtige som fourageringsområder og rasteplasser for mange ynglende og overvintrende havfugle (Fredshavn *et al.* 2019, Nielsen *et al.* 2019). I mange år blev bifangsten af havfugle kun lejlighedsvis undersøgt i Danmark, og det selvom konflikten mellem havfugle og fiskeri længe har været kendt. Durinck *et al.* (1993) beskrev f.eks. en bifangst på 340 sortænder i 3.600 m nedgarn i løbet af en enkelt nats fiskeri i marts 1987 nær Hanstholm i det nordvestlige Jylland. Samtidig blev utilsigtede bifangster af alkefugle (lomvie og alk) rapporteret fra laksedrivgarn i åbent hav og fra fiskeri med nedgarn (Christensen 1995, Lyngs and Kampp 1996). Endvidere registrerede Bregnballe & Frederiksen (2006) ringmærker fra skarv, som var fanget i bundgarn og nedgarn i årene 1978 til 2002. Ydermere var der en del anekdotiske informationer om bifangster af suler og lomvier i danske trawlfiskerier, især fra fiskeri med pelagiske trawl. Graden af fuglebifangst i danske fiskerier er dog stadig relativt ukendt.

Degel *et al.* (2010) lavede et detaljeret studie af fuglebifangsten i nedgarnsfiskeriet omkring Ærø fra december 2001 til april 2004. Bifangstregistrering og indrapportering blev foretaget af fiskerne selv og suppleret med data fra observatører og fra eksperimentelt forsøgsfiskeri. Desuden blev tætheden af fugle og deres geografiske fordeling bestemt fra luften. Ederfugl (*Somateria mollissima*) var den art, der oftest optrådte som bifangst i nedgarnene i det undersøgte område (71 %), men sortand (*Melanitta nigra*) og fløjlsand (*Melanitta fusca*), havlit (*Clangula hyemalis*), lomvie (*Uria aalge*), skarv (*Phalacrocorax carbo*) og flere andre arter blev også fundet i mindre antal. Under forsøgsfiskeriet blev rødstrubet lom (*Gavia stellata*) og bjergand (*Aythya marila*) endvidere registreret som bifangst.

Baseret på disse resultater blev det totale antal omkomne fugle estimeret per redskab (tabel 5.6.6). For ederfugl og havlit blev antallet af bifangne fugle sammenlignet med det estimerede antal fugle i undersøgelsesområdet. Sammenligningen viste, at henholdsvis 0,4 % og 0,7 % af individerne i området blev taget som bifangst per år. Forfatterne konkluderede på den baggrund, at bifangstprocenten ikke udgjorde en alvorlig trussel mod bestandenes langsigtede overlevelse.

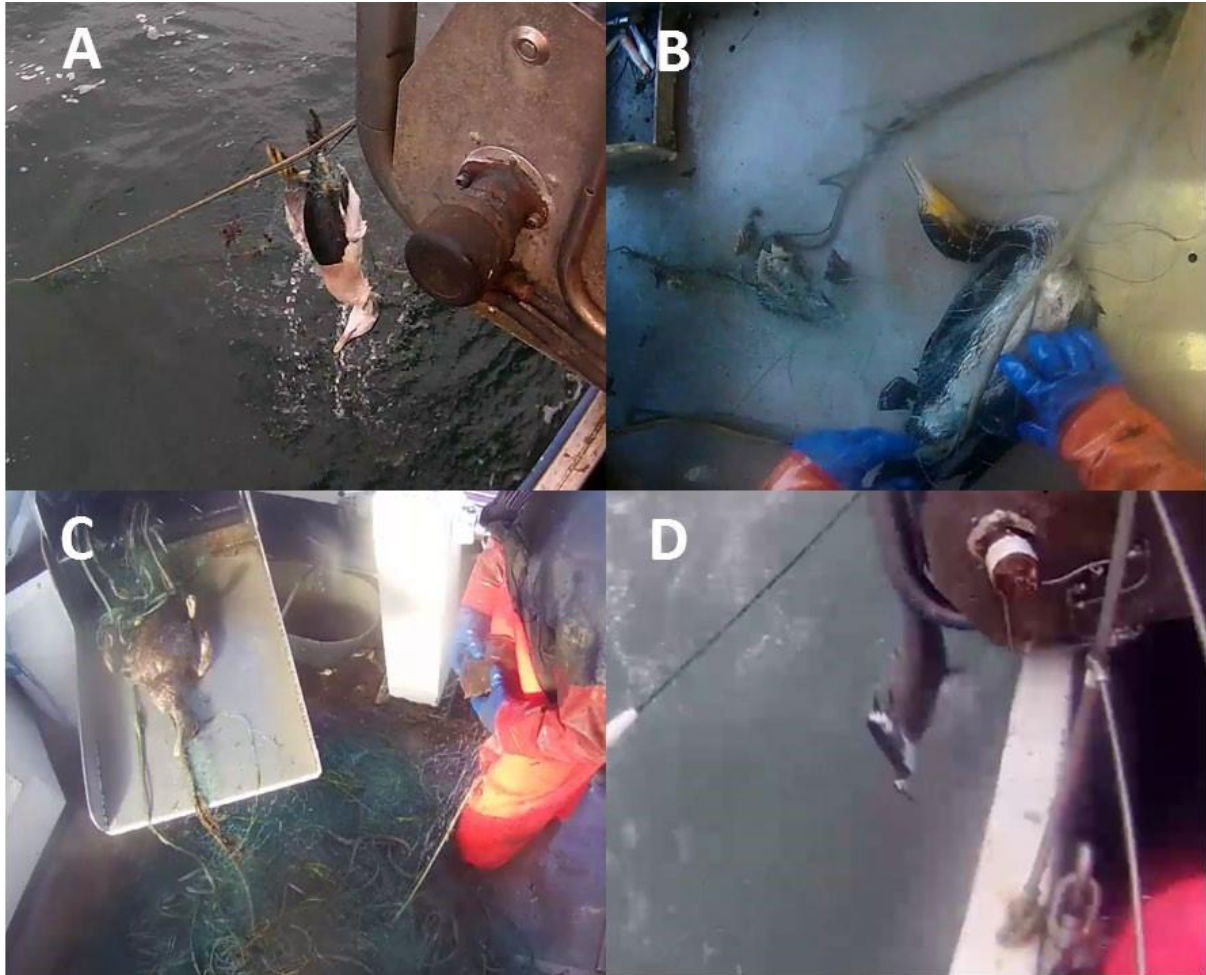
Tabel 5.6.6. Totalt antal døde individer som følge af bifangst i nedgarn omkring Ærø opdelt efter art og måned, baseret på data fra december 2001 til april 2004. Fra Degel *et al.* (2010).

Art	Måned						Total
	12	1	2	3	4	5	
Ederfugl	88	92	190	206	22	0	598
Sortand	19	12	48	7	0	0	86
Skarv	13	15	18	17	15	0	78
Havlit	42	4	7	10	0	0	63
Fløjlsand	3	0	2	0	0	0	5
Lappedykker	0	0	2	0	0	0	2
Lomvie	0	0	0	0	2	0	2
Andre arter	3	2	2	0	0	0	7
Total	166	125	269	240	39	0	841

Sidenhen har indførelsen af elektroniske overvågningssystemer med videokameraer på fiskefartøjer givet mulighed for at indsamle lange tidsserier af detaljerede fiskerirelaterede data, herunder data om bifangster. I 2010 etablerede DTU Aqua således et program med videoovervågning af bifangst i den del af det danske nedgarnsfiskeri, hvor man antog, at der var høj risiko for bifangst af havfugle. Efterfølgende er 17 kommercielle både, som fisker med nedgarn, blevet forsynet med videoovervågning. Optagelserne blev analyseret ved, at lade særligt trænet personale gennemse videoerne fra hvert enkelt sæt og registrere alle bifangster af havfugle samt oplysninger om garnlængde, fisketid, garnfarve etc. Fuglene blev identificeret på det lavest mulige taksonomiske niveau, om muligt på artsniveau. Desuden blev køn, ynglestatus og kønsmodning registreret for de arter og individer, der udviste tydelige køns- eller aldersbetingede kendetegn (figur 5.6.5).

Analyse af data fra videoovervågning i Øresund 2010-2018 bekræftede, at havænder, især ederfugle, udgør langt den mest almindelige bifangst i det kommercielle garnfiskeri i området. 90 % af de druknede fugle, der blev fundet fanget i nedgarn, tilhørte blot tre arter: ederfugl, skarv og lomvie (Glemarec *et al.* 2020). Disse arter er kategoriseret som henholdsvis næsten truet (NT), livskraftig (LC) og sårbar (VU) på IUCN's Redlist og på Den Danske Rødliste (Moeslund *et al.* 2019). Derudover optræder mange andre arter i garnbifangsten i Øresund, blandt andet sortand (som p.g.a. utilstrækkelige data er kategoriseret som DD (data deficient) på rødlisten), fløjsand (næsten truet, NT), alk (sårbar, VU), sortstrubet lom (DD), rødstrubet lom (LC), toppet lappedykker (VU), gråstrubet lappedykker (LC), sølvmåge (LC) og svartbag (LC) (tabel 5.6.7). Analyse af bifangstdata viste, at 40 % af de fugle, der blev rapporteret druknet, blev observeret i mindre end 0,2 % af sætterne. Det viser, at relativt sjældne begivenheder, hvor mange individer fanges og drukner på én gang, kan have stor betydning for havfugles samlede bifangstdødelighed i nedgarn (figur 5.6.6). Det peger også på, at en stor del af de druknede havfugle i det danske havfiskeri sandsynligvis ikke ville blive registreret, hvis registreringen udelukkende var baseret på stikprøver, der blev indsamlet af observatører ombord. En vurdering af den samlede nationale bifangstdødelighed for havfugle på et niveau, som byggede på stikprøver eller på spredte, anekdotiske eller tilfældige sjældne registreringer, ville i så fald resultere i særdeles upræcise estimater. Desværre bliver nogle vigtige danske garnfiskerier, der potentielt kunne være meget problematiske med hensyn til med bifangst af havfugle, heriblandt den sæsonbetonede fangst efter stenbider, stort set ikke overvåget eller undersøgt (Kennedy *et al.* 2018, Christensen-Dalsgaard *et al.* 2019). Videoovervågningen af bifangst i nedgarnsfiskeriet har øget forståelsen af interaktionen mellem havfugle og nedgarn i Danmark, men bifangstdødeligheden for havfugle er stort set ukendt for andre redskaber, herunder slæbte redskaber som trawl.

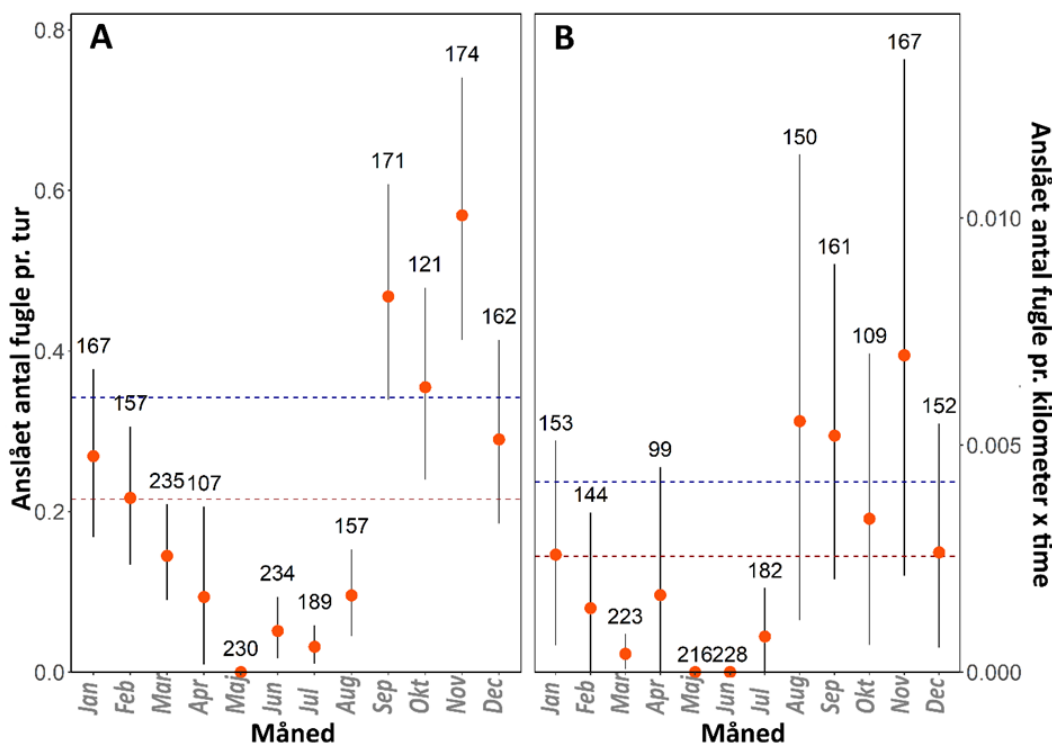
De fuglebestande, der er repræsenteret i Danmark, bliver blandt andet monitoreret i NOVANA-programmet (Nielsen *et al.* 2019), og der findes detaljerede data om bestandsudvikling og alderssammensætning for de fleste migrerende og ynglende arter. Hvis der er tilstrækkelige data fra fiskeriet, er det derfor muligt at modellere effekten af bifangsten. DTU Aqua arbejder i øjeblikket på at opdatere estimaterne af artsspecifikke bifangstrater for danske nedgarn i forskellige delområder baseret på video-data fra kommercielle danske garnbåde. Ved at opskalere disse data til den samlede flåde kan man estimere den samlede dødelighed per art i nedgarnsfiskeriet og dermed bestemme fiskeriets bæredygtighed. De foreløbige gennemsnitlige totale årlige bifangster for tre af arterne i henholdsvis Skagerrak, Bælthavet og Øresund i perioden 2010-2019 fremgår af tabel 5.6.8. Disse estimater indikerer, at omkring 2.689 (95 % CI: 1.477-4.370) havfugle hvert år drukner i nedgarnsfiskeriet i de tre områder, heraf 1.412 ederfugle (95 % CI: 532-2.708), 390 skarv (95 % CI: 223-598) og 886 lomvier (95 % CI: 278-1.922).



Figur 5.6.5. Snapshots af bifangst af fugle i nedgarn, hentet fra software til analyse af elektronisk overvågning. Øverst til venstre: ederfugl (*Somateria mollissima*) voksen han, nederst til venstre: ederfugl (*S. mollissima*) voksen hun, øverst til højre: skarv (*Phalacrocorax carbo*) ungfugl, nederst til højre: lomvie (*Uria aalge*). Fra Glemarec et al. (2020).

Tabel 5.6.7. Sæsonvariationen i antallet af fugle, der er fanget som bifangst i nedgarn, opdelt efter familie og art. Den tilsvarende bifangst per indsatsenhed (udtrykt som antallet af fugle per kilometer garn og fisketime) er anført i parentes. Identifikationen af bifangsten er foretaget på det lavest muligt niveau (køn, art, familie). Data er indsamlet på tre elektronisk overvågede garnbåde i Øresund i perioden 2010-2018 (forår = marts, april og maj; sommer = juni, juli og august; efterår = september, oktober og november; vinter = december, januar og februar). Modifieret fra Glemarec *et al.* (2020).

Familie	Arter	Den Danske Rødliste *	% total bifangst	Forår	Sommer	Efterår	Vinter	Alle sæsoner
Anatidae	Ederfugl <i>Somateria mollissima</i>	NT	58,4	n = 106 (0,000606)	n = 14 (0,000289)	n = 236 (0,054200)	n = 53 (0,007150)	n = 409 (0,001758)
	Sort- & fløjlsand <i>Melanitta spp.</i>	-	3,1	n = 2 (0,000007)	-	n = 18 (0,000383)	n = 2 (0,000006)	n = 22 (0,000099)
	Uidentificeret	-	0,4	n = 2 (0,000008)	-	n = 1 (0,000026)	-	n = 3 (0,000009)
Phalacrocoracidae	Skarv <i>Phalacrocorax carbo</i>	LC	19,6	n = 2 (0,000008)	n = 15 (0,000417)	n = 84 (0,002272)	n = 36 (0,009180)	n = 137 (0,009040)
Alcidae	Lomvie <i>Uria aalge</i>	VU	12,4	n = 1 (0,000003)	-	n = 39 (0,001335)	n = 47 (0,001954)	n = 87 (0,000823)
	Alk <i>Alca torda</i>	VU	2,3	-	n = 1 (0,000024)	n = 8 (0,000136)	n = 7 (0,000096)	n = 16 (0,000064)
	Uidentificeret	-	1,0	n = 4 (0,000013)	-	n = 3 (0,000077)	-	n = 7 (0,000023)
Laridae	Måge <i>Larus spp.</i>	-	0,4	n = 1 (0,000002)	n = 1 (0,000014)	n = 1 (0,000011)	-	n = 3 (0,000007)
Gavidae	Lom <i>Gavia spp.</i>	-	0,6	n = 1 (0,000005)	-	n = 3 (0,000073)	-	n = 4 (0,000019)
Podicipedidae	Toppet lappedykker <i>Podiceps cristatus</i>	VU	0,4	-	-	-	n = 3 (0,000047)	n = 3 (0,000012)
	Gråstrubet lappedykker <i>Podiceps grisegena</i>	LC	0,1	-	n = 1 (0,000031)	-	-	n = 1 (0,000008)
	Uidentificeret fugl	-	1,1	n = 1 (0,000002)	n = 1 (0,000007)	n = 2 (0,000033)	n = 4 (0,000093)	n = 8 (0,000034)
Alle fugle		-	100%	n = 120 (0,000653)	n = 33 (0,000782)	n = 395 (0,009430)	n = 152 (0,003142)	n = 700 (0,003300)



Figur 5.6.6. Anslået månedlig bifangst efter udelukkelse af de 14 mest ekstreme bifangsthændelser (hvor der blev fanget mere end 6 fugle per tur). A: Det samlede antal bifangster af fugle per fangsttur, B: Det samlede antal bifangster af fugle per kilometer garn og per times fiskeri. Orange prik: gennemsnitlig bifangst, ubrudt sort linje: 95 % konfidensinterval (CI), stiplede rød linje: gennemsnitlig årlig bifangst fraregnet de 14 mest ekstreme bifangsthændelser, stiplede blå linje: gennemsnitlig årlig bifangstrate i hele datasættet. Det totale antal fangstture for hver måned er angivet over konfidensintervallet. Modificeret fra Glemarec *et al.* (2020).

Tabel 5.6.8. Årlig bifangst (og 95 % konfidensinterval (CI)) af ederfugl, skarv og lomvie i Skagerrak, Bælthavet og Øresund. Estimerne er fremkommet ved at gange de gennemsnitlige bifangstrater per fiskedag fra videoovervågede fangstrejser med det gennemsnitlige årlige antal fiskedage i det samlede nedgarnsfiskeri i de tre områder i perioden 2010-2019.

Arter	Område	Årligt antal fugle bifanget i garn	95 % nederste CI	95 % øverste CI
Alle fugle				
	Skagerrak	421	229	655
	Bælthavet	768	263	1.567
	Øresund	1.500	985	2.148
	Alle områder	2.689	1.477	4.370
Ederfugl				
	Skagerrak	5	0	14
	Bælthavet	565	135	1.274
	Øresund	842	397	1.420
	Alle områder	1.412	532	2.708
Skarv				
	Skagerrak	32	5	73
	Bælthavet	79	24	150
	Øresund	279	194	375
	Alle områder	390	223	598
Lomvie				
	Skagerrak	261	136	405
	Bælthavet	399	0	1.198
	Øresund	226	142	319
	Alle områder	886	278	1.922

5.6.3.2 Langtidsændringer

Bestandsudviklingen for de fleste af de fuglearter, der er sårbare over for bifangst, bliver regelmæssigt analyseret i overensstemmelse med forpligtelserne i artikel 12 i Fugledirektivet (EC 2010). Siden 2004 har NOVANA miljøovervågningsprogrammet under ledelse af Aarhus Universitet således monitoreret bestandsudviklingen for 36 arter og underarter af fugle, der overvintrer i Danmark (Nielsen *et al.* 2019). Den nyeste NOVANA-rapport viste fald i bestanden af bjergand og ederfugl, som begge optræder som bifangst i nedgarn. Status for nogle af de andre arter, der også er observeret som bifangst i dansk fiskeri (flere alkefugle og havfugle, der dykker efter føden), blev imidlertid ikke evalueret. Ikke desto mindre viser de forskellige undersøgelser, der er udført i havet omkring Danmark, at Kattegat har afgørende betydning som overvintringssted for alkefugle, der kommer i titusindvis.

Med en samlet dansk bestand af ederfugl på 500.000-600.000 individer (Nielsen *et al.* 2019) udgør den samlede årlige bifangst mindre end 0,3% af bestanden. Tallet kan sammenlignes med de 22.554 individer, svarende til 4 % af bestanden, der blev nedlagt af jægere i 2019 (Christensen *et al.* 2020). Der er samtidig påvist en sammenhæng mellem nedgangen i ederfugle og ændringer i muslingemængden som følge af den reduktion der er sket i udledningen af næringsalte fra land (Laursen & Møller 2014). Skarven i Danmark tilhører to underarter, mellemskarv (*P. carbo sinensis*) og storskarv (*P. carbo carbo*). Langt de fleste af de 33.186 ynglepar, der findes i Danmark, er mellemskarv, mens de skarver, der overvintrer, er en blanding af de to underarter. Hvis det udelukkende er mellemskarv, der fanges i nedgarnene, vil bifangsterne i de tre områder svare til 0,3 % af bestanden. For alkefugle gør vanskeligheden med at skelne mellem lomvie og alk det svært at lave helt præcise bestandsestimater. Antallet af lomvier, der drukner ifølge tabel 5.6.8, er imidlertid relativt højt i forhold til de 76.500 lomvier og alke, der overvintrerede i danske farvande i 2008 (Petersen and Nielsen 2011), på trods af at af registreringen af bifangster ikke omfatter Kattegat, som er et vigtigt overvintringsområde for alkefugle i Danmark (Nilsen *et al.* 2019). I betragtning af det garnfiskeri, der foregår i Kattegat, og især fiskeriet efter stenbider i det tidlige forår, hvor risikoen for bifangst er høj (Christensen-Dalsgaard *et al.* 2019), kunne bifangsten af alkefugle i Kattegat godt være betydelig.

Ederfugl, skarv og lomvie findes imidlertid også i flere andre nordeuropæiske lande, hvor der også er bifangster. Bifangstproblematikken bør fremover betragtes som et regionalt problem, og bifangstdata fra forskellige nationale fiskerier bør indgå i en samlet vurdering af bifangstens betydning. Det vil være i tråd med EU's havstrategidirektiv og EU Kommissionens beslutning fra 2017 (EU 2017), som pålægger medlemsstaterne at "fastlægge tærskelværdierne for dødeligheden per art som følge af utilsigtet bifangst gennem et samarbejde på regionalt eller subregionalt niveau". Det kræver indsamling af data om den rumlige fordeling og intensitet af nedgarnsfiskeriet og den bifangstdødelighed, som fiskeriet forårsager, kombineret med den viden om fuglebestandenenes demografi, som er nødvendig for at vurdere konsekvenserne af bifangsten. Oslo Paris Kommissionen (OSPAR) undersøger i øjeblikket de mulige indikatorer, som kan bruges til at vurdere, om en bestand er truet af bifangst. Hidtil har man anvendt en grænseværdi for den årlige dødelighed på 1 % af bestanden, når det drejede sig om arter, som var i tilbagegang eller var henført til én af kategorierne kritisk truet (CR), truet (EN) eller sårbare (VU) i IUCN's rødlist. Referenceværdien 1 % afspejler EU Kommissionens tidligere fortolkninger af, hvad der er "et lille antal" i relation til jagt på vilde fugle (EU 2008b).

Nordsøen rummer betydelige bestande af havfugle, og mange af dem yngler omkring De Britiske Øer og i Norge. Der er især i Storbritannien og Irland lavet undersøgelser af langtidsændringer i bestandsstørrelser og ynglesucces, som giver et godt billede af udviklingen i havfuglesamfundene på tværs af regionen (JNCC 2020). Gennem de sidste halvtreds år er bestanden af alkefugle og suler samt sorthovedet måge, stormmåge og sildemåge vokset, mens situationen er mere variabel for de fleste andre arter. Bestanden af rider (*Rissa tridactyla*), der er klassificeret som sårbare (VU) i Den Danske Rødliste, er således faldet jævnt siden 1980'erne.

For nogle arter kan udsvingene i bestandsstørrelse og reproduktion kædes sammen med ændringer i fiskeriet, herunder mængden af udsmid (se afsnit 5.5.2 og 5.5.3). I andre tilfælde kan en reduktion i

bestanden af havfugle forklares med en reduktion i bestandene af de fiskearter, som fiskeriet især retter sig imod (Cury *et al.* 2011). I Nordsøen er industrifiskeriet efter tobis i direkte konkurrence med nogle af de fugle, der fouragerer til havs, og det påvirker ynglesuccesen for en række havfuglearter, der er afhængige af tobis (Frederiksen *et al.* 2005). Således har en højere biomasse af tobis på regionalt niveau sammen med lavere fiskeridødelighed vist sig at være positivt korreleret med højere produktivitet i de bestande af rider, der lever af tobis (Carroll *et al.* 2017). Ynglesuccesen hos andre arter som lomvie og topskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) har dog vist sig ikke at blive påvirket af en høj fiskerindsats efter tobis i fuglenes fourageringsområder (Frederiksen *et al.* 2018).

Skarven har en særstilling blandt de arter af havfugle, der findes i danske havområder, fordi den kommer i konflikt med fiskeriet. Skarven er en opportunistisk fiskeædende havfugl, der findes over hele Europa. En voksen skarv æder ca. 500 g fisk hver dag, og sommetider helt op til 1,5 kg. Denne grådighed kan medføre et direkte tab for fiskerier og fiskefarme, og den er i nogle områder en trussel mod fiskebestanden (Dalsgaard *et al.* 2008). Skarvens jagt på laksefisk i en række ferskvandsområder i Danmark er f.eks. ikke bæredygtig (Jepsen *et al.* 2015). I dag yngler og overvintrer skarven i Danmark i relativt stort antal, men bestanden har haft en stærkt varierende størrelse gennem de sidste 100 år. Efter at have været helt oppe på omkring 40.000 ynglepar har bestanden nu stabiliseret sig på ca. 30.000 par (Nielsen *et al.* 2019). Samtidig har skarvbestanden ændret sig betragteligt over de sidste 40 år, både hvad angår udbredelse og fødevalg (Frederiksen *et al.* 2018). Der er blevet foretaget forskellige formler for regulering af skarvbestanden for at mindske konflikter med fiskeriet, herunder indsatser for at undgå etablering af nye kolonier, oversprøjtning af æg med planteolie og fjernelse af æg for at begrænse produktiviteten på de eksisterende ynglepladser (Bregnballe *et al.* 2014). Desuden er det under visse omstændigheder tilladt at bruge skydevåben til at dræbe eller skræmme skarver. Det er dog fortsat usikkert, hvor effektivt forvaltningsindsatsen bidrager til at regulere bestanden og reducere konflikter med fiskeriet (Bregnballe *et al.* 2015). Under alle omstændigheder er det ikke sikkert, at forvaltningsindsatserne på de danske ynglepladser er tilstrækkelige til at reducere eksisterende konflikter, særlig i overvintringsområderne. Mange af de skarver, der overvintrer i Danmark, kommer nemlig fra kolonier uden for Danmark. Det bør derfor overvejes at lave specifikke forvaltningsindsatser på lokalt niveau i områder, hvor der er væsentlig konflikt mellem skarver og fiskeri, for på den måde at fortrænge fuglene til mindre problematiske områder (Frederiksen *et al.* 2018).

5.6.4. Havpattedyr

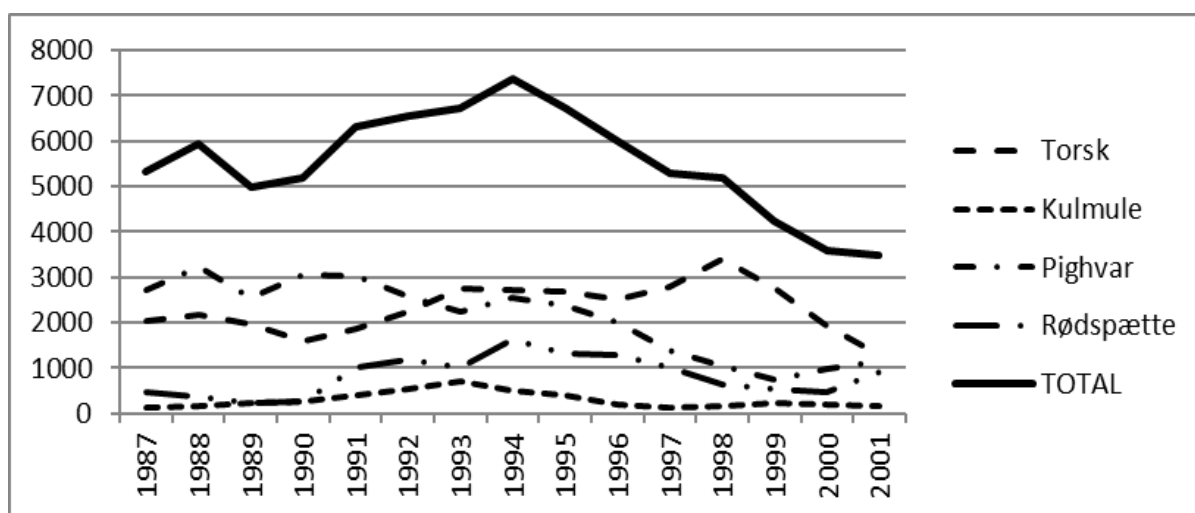
5.6.4.1 Direkte påvirkning

Bifangst af havpattedyr kan forekomme i en lang række fiskeredskaber, men sker meget sjældent, om overhovedet, i muslingskraber, bomtrawl, skotsk vod og snurrevod. I de få tilfælde, hvor deres findes havpattedyr i disse redskaber, er det efter al sandsynlighed dyr, der allerede var døde, inden de blev fanget i redskabet. Dette gælder formentlig også de ganske få observationer af døde marsvin i bundtrawl. Der er ingen observationer fra danske farvande af bifangst i tejnere og fra fiskeri med hånd- og stangliner. Generelt kan man sige, at det først og fremmest er marsvin (*Phocaena phocaena*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*), der tages som bifangst, da disse to arter er de eneste almindeligt forekommende havpattedyr i danske farvande, bortset fra området omkring Bornholm, hvor gråsælen (*Halichoerus grypus*) er blevet talrig. Gråsælen er dog også i fremgang i indre danske farvande, hvilket isoleret betragtet vil kunne medføre en stigning i bifangsterne af denne art. Der er anekdotiske beretninger om bifangst af sæler i tobisfiskeriet, men omfanget er ikke undersøgt.

Bifangst af småhvaler i pelagiske trawl er et problem i visse fiskerier i f.eks. Den Engelske Kanal og vest for Irland (Morizur *et al.* 1999), men er tilsyneladende ikke noget større problem i danske farvande. DTU Aqua har haft observatører ude i dette fiskeri i både indre farvande, Kattgat og Nordsøen i 2006-2008, men der blev ikke observeret bifangster (DTU Aqua 2008). Det vides dog fra tidligere observationer, at pelagiske trawl indimellem har haft bifangster af f.eks. grindehvaler i de dybere dele af Skagerrak.

Det danske fiskeri med not er meget begrænset, og DTU Aqua har ikke haft observatører ombord på disse fartøjer, så det er vanskeligt at afgøre om der forekommer bifangster af havpattedyr. I andre dele af verden, som f.eks. det østlige Stillehav, har bifangster af delfiner i not tidligere haft et meget stort omfang (Hall 1998).

Bifangst af havpattedyr i nedgarn kan forekomme i de fleste typer garn, men det er de stormaskede garn, der har de største bifangstrater. I årene 1993-98 indsamlede DTU Aqua data om bifangst af marsvin i de danske garnfiskerier, og på basis af disse data blev den samlede årlige bifangst i Nordsøen beregnet til at ligge på gennemsnitligt 5.591 dyr i perioden 1987-2001 (Vinther & Larsen 2004). Figur 5.6.7 viser bidraget fra de 4 vigtigste fiskerier samt den samlede årlige bifangst i perioden. Det ses af figuren, at bifangsten var faldende fra 1994 til 2001, hvilket primært skyldes faldende indsats i garnfiskerierne.



Figur 5.6.7. Beregnet bifangst af marsvin i danske garnfiskerier i Nordsøen 1987-2001 for de 4 vigtigste fiskerier samt totalt (data fra Vinther & Larsen 2004).

I Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og indre danske farvande har DTU Aqua i årene 2010-2018 ved hjælp af kameraovervågning indsamlet data om bifangst af havpattedyr, herunder marsvin. Baseret på disse data er den årlige bifangst af marsvin i Nordsøen, Skagerrak, Øresund, Bælthavet og vestlige Østersø beregnet til samlet at være i størrelsesordenen 2.750 dyr (95% konfidensinterval: 1.340-4.560 (Larsen *et al.* 2021). For ICES-område IIIaS (Kattegat) var der ikke tilstrækkelige data til at beregne bifangsten. Bifangst af marsvin forekommer hele året rundt, men de største bifangster ses generelt i tredje kvartal. Der er dog sæsonudsving i de enkelte områder, som formentlig primært afspejler sæsonmæssige variationer i garnfiskerierne. Det er vigtigt at bemærke, at de beregnede bifangster kun gælder for dansk garnfiskeri og ikke medregner bifangster i andre landes fiskeri i de nævnte områder. Det må derfor formodes, at de samlede bifangster er væsentligt højere, end de danske data viser.

I årene 2014-16 indsamledes lignende data om bifangsten i farvandet omkring Bornholm og i den østlige Østersø, men der var ikke tilstrækkelige data til, at man kunne beregne bifangsten i disse områder.

Tabel 5.6.9. Beregnet bifangst af marsvin pr. kvartal og område i det danske garnfiskeri. Tallene er årlige gennemsnit for perioden 2010-18 og tallene i parentes er 95% konfidensintervaller.

Marsvin (<i>Phocaena phocaena</i>)					
Område	Kvartal 1	Kvartal 2	Kvartal 3	Kvartal 4	År
Nordsøen	123 (0-337)	515 (246-823)	990 (495-1.653)	0 (0-0)	1.628 (741-2.813)
Skagerrak	64 (28-107)	134 (56-223)	213 (106-348)	96 (48-154)	507 (239-831)
Øresund	19 (10-30)	11 (5-18)	31 (15-48)	43 (23-69)	104 (53-165)
Bælthavet	56 (21-97)	149 (98-206)	216 (140-303)	90 (48-144)	511 (307-750)
I alt	262 (59-571)	809 (405-1.270)	1.450 (757-2.353)	229 (119-366)	2.750 (1.340-4.560)

Bifangst af andre havpattedyr som spættet sæl og gråsæl forekommer også i nedgarn. Baseret på data fra DTU Aquas kameraovervågning er den samlede årlige bifangst af sæler (begge arter) i ICES-områderne IVbc (centrale og sydlige Nordsø), IIIaN (Skagerrak), IIIb (Øresund) og IIIc (Bælthavet og vestlige Østersø) beregnet til at være i størrelsesordenen 900 dyr (Larsen *et al.* 2021). Som for marsvin finder de største bifangster sted i tredje kvartal.

Bifangst af havpattedyr i bundgarn omfatter både marsvin og sæler, men eftersom maskerne i bundgarn er for små til, at dyrene kan blive viklet ind i garnvæggene, svømmer dyrene som oftest uskadte rundt i bundgarnet og kan slippes fri. En undtagelse er dog bundgarn med ruser, hvor sæler kan blive fanget i ruserne og drukne. Omfanget af disse bifangster er ikke kendt, men formodes at have et begrænset omfang, bl.a. fordi der efterhånden ikke er så mange bundgarn tilbage.

Bifangst af havpattedyr i ruser (kasteruser) omfatter udelukkende sæler, og det er primært spættede sæler, der fanges. Omfanget af denne bifangst er ikke kendt, men formodes at være ganske lille, eftersom dette fiskeri i de senere år har været meget begrænset.

Bifangst af havpattedyr på langliner omfatter i danske farvande primært sæler, som kan blive fanget når de prøver at tage krogede fisk. Omfanget af denne bifangst er ikke kendt, men formodes at være ganske lille.

5.6.4.2 Langtidsændringer i sælbestandene

I danske farvande er spættet sæl den talrigeste art, men den større gråsæl blevet mere almindelig gennem de senere år. Sælerne kan forekomme overalt i danske farvande, men er ses hyppigst omkring de lokaliteter, hvor de går på land. Det drejer sig om bl.a. Christiansø, Rødsand, Saltholm, Hesselø, Anholt, en række lokaliteter i Limfjorden samt Vadehavet. Spættet sæl i Danmark forvaltes i fire områder: Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø.

Den samlede bestand af spættet sæl i Danmark har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 14.000 dyr i 2019 (MFVM 2020a). Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud. I 1988 og 2002 blev de spættede sæler ramt af to store epidemier af sælvirus (Phocine Distemper Virus, PDV), der slog 20-50 % af bestanden

ihjel med betydelige forskelle mellem lokaliteter. I perioden 1988-2002 steg bestandene i gennemsnit med 11 % hvert år, men i de seneste år er væksten i Vadehavet og Kattegat ophørt. I Limfjorden har der været store udsving i bestanden, og der er ikke sket nogen vækst gennem de seneste 10 år.

Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen genindvandret, og den forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. Gråsælen har vist fremgang siden 2003, og i perioden 2016-19 var der gennemsnitlig omkring 100 gråsæler på Rødsand, ca. 500 ved Christiansø og omkring 75 i Kattegat (Galatius *et al.* 2020). I den tyske og hollandske del af Vadehavet er antallet af gråsæler stærkt stigende med en vækst på 9 % om året over de seneste 5 år, og i den danske del blev der talt 267 gråsæler i 2020 (MFVM 2020a). Bestanden af gråsæler i Østersøen er også i kraftig vækst. Den er vokset fra ca. 2.000 individer omkring 1980 til ca. 38.000 optalt på hvilepladserne i 2019 (Galatius *et al.* 2020). Der er tale om et minimumstal, idet der hertil skal lægges det antal sæler, der opholdt sig i vandet under optællingerne.

Det vides ikke, om sælbestandene i danske farvande begrænses af den mængde føde, som er til rådighed, eller om det er andre faktorer, som f.eks. bifangst eller mangel på egnede landgangs- og ynglepladser, som begrænser deres vækst. Det vides derfor ikke, om det kommercielle fiskeri indvirker på sælbestandenes størrelse, men de høje vækstrater for sælbestandene i Vadehavet, Kattegat og Østersøen tyder ikke på, at fiskeriet har nogen stor indflydelse. OSPAR arbejder for tiden med at identificere de tærskelværdier for bifangst af gråsæler i OSPAR region II (Nordsøen, Skagerrak og Kattegat), som skal markere den maksimale, tilladte bifangst i regionen.

Konflikter mellem sæler og fiskeri er ikke nye. Indtil 1927 blev der udbetalt skydepræmier for sæler, der blev anset som konkurrenter til kystfiskeriet. Da ordningen ophørte, havde staten udbetalt skydepræmier for mere end 37.000 sæler. Bekæmpelsen resulterede i, at gråsælen blev udryddet i danske farvande, og at antallet af spættede sæler blev reduceret til under 2.000 dyr.

Konflikten mellem sæler og fiskeri har to sider: På den ene side er den skade, sælerne forvolder på fiskeredskaber og fangster, på den anden side er bifangst af sæler i fiskeredskaber. Det samlede omfang af sælskader på fangster og redskaber i Danmark er ikke kendt. Danmarks Fiskeriforening har i 1999 vurderet omfanget af sælskader i forbindelse med fiskeri med ruser og bundgarn, og dokumenteret skader, der formentlig udgør flere millioner kroner om året i tabte indtægter og øgede omkostninger. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der ud over direkte observerede skader på redskaber og fisk kan være tale om, at sælerne dels skræmmer fisk bort fra redskaberne og dels fjerner hele fisk uden at efterlade spor. Undersøgelser udført i svensk garnfiskeri efter torsk i 2005-2006 viste, at der for hver skadet fisk, der sad tilbage i garnet, var fjernet 3-4 hele fisk (Königson *et al.* 2009). DTU Aqua gennemførte i 2014-15 i samarbejde med to konsulenter en undersøgelse af omfanget af sælskader i danske fiskerier. Undersøgelsens konklusion var, at der i 7 farvandsområder var så store problemer med sælskader, at de må betragtes som en væsentlig trussel for det kystnære fiskeris fortsatte eksistens (Larsen *et al.* 2015).

5.6.4.3 Langtidsændringer i marsvinebestandene

Der findes formentlig tre bestande af marsvin i danske farvande: én i den egentlige Østersø (ICES-områderne 24-29), én i den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat (ICES-områderne IIIa, 22 og 23) og én i Skagerrak og Nordsøen (ICES-områderne IIIa og IVb-c).

Bestanden i den egentlige Østersø øst for Bornholm er på et meget lavt niveau og tæller kun omkring 500 dyr, og estimatet har meget store konfidensgrænser (SAMBAH 2016). Denne bestand har historisk været meget større, men forskellige faktorer såsom hårde isvintre i 1920'erne, store bifangster i drivgarnsfiskeriet efter laks i 1960'erne og 1970'erne (et fiskeri som nu er forbudt) samt en reproduktion, der formentlig er nedsat på grund af forurening, har reduceret bestanden til et så lavt niveau, at selv ganske få bifangster kan medføre en yderligere nedgang (NAMMCO-IMR 2019). ICES (2020c) anbefaler, at man indfører en kombination af lukkede områder og brug af pingere i alle garnredskaber (nedgarn, toggergarn, etc.). En pinger er en batteridrevet lydsender, som kan placeres på

garnredskabet. Den udsender lyde, som er egnet til at skræmme marsvin og andre småhvaler væk, så de ikke hænger fast i garnene og drukner.

Bestanden af marsvin i den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat er blevet optalt som en del af SCANS-tællingerne i 1994, 2005 og 2016. De to første SCANS-tællinger omfattede dog også den østlige del af Skagerrak og svarer altså ikke nøjagtigt til bestandens formodede udbredelsesområde, der ikke omfatter Skagerrak. Efter tællingen i 1994 blev den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat beregnet til at indeholde ca. 36.046 dyr (CV: 0,34, Hammond *et al.* 2002), og efter tællingen i 2005 blev det beregnet til at indeholde 19.129 dyr (CV: 0,36, Hammond *et al.* 2013). De to estimater er på grund af de store usikkerheder statistisk set ikke forskellige, men ikke desto mindre er de blevet brugt som argument for, at bestanden skulle være i kraftig tilbagegang, og at det var bifangst i garnfiskerierne, der var årsagen til tilbagegangen. I 2012 blev der gennemført en ny tælling, og resultatet af den var 40.475 dyr (CV: 0,235, 95 % konfidensinterval: 25.614-65.041, Viquerat *et al.* 2014), selvom surveyområdet var mindre end i både 1994 og 2005. Endelig blev der i 2016 gennemført endnu en SCANS-tælling i et lidt mindre område end i 2012, og resultatet fra denne tælling var 42.324 (CV: 0,304, 95 % konfidensinterval: 23.368-76.658, Hammond *et al.* 2017). Set over hele perioden fra 1994 til 2016 er der altså ikke konstateret en nedgang, men mulighederne for at konstatere en eventuel nedgang er samtidig begrænsede på grund af usikkerhederne ved tællingerne. Det er blevet beregnet, at usikkerhederne ved SCANS-tællingerne betyder, at en nedgang på under 3,7 % ikke kan opdages med de givne data (Hammond *et al.* 2017). Omfanget af bifangst fra denne bestand er som det fremgår af Tabel 5.6.9 omkring 600 dyr alene i det danske fiskeri (DTU Aqua, upublicerede data). I 2018 blev der foretaget en analyse af effekten af en bifangst på knap 800 marsvin årligt. Denne analyse var baseret på et tidligere datasæt end det, der er benyttet i Tabel 5.6.9, og den viste, at bestanden kan klare en bifangst af det omfang (NAMMCO-IMR 2019). Analysen giver imidlertid ikke det fulde billede, da den på grund af manglende data om tysk fiskeri kun inkluderede dansk og svensk fiskeri. Fiskeriets andre mulige påvirkninger af denne bestand er ikke kendt.

Bestanden i vestlige Skagerrak og Nordsøen blev også optalt som en del af SCANS-tællingerne. Efter tællingen i 1994 blev bestanden beregnet til ca. 300.000 dyr, i 2005 blev den beregnet til ca. 350.000 dyr og i 2016 til 345.373 dyr (95 % konfidensinterval: 246.526-495.752, Hammond *et al.* 2017). De tre estimater er statistisk set ikke forskellige, og der er derfor ikke noget grundlag for at sige, at bestandens størrelse har ændret sig i denne periode. Der er derimod sket nogle omfattende ændringer i marsvinenes geografiske fordeling mellem de to første tællinger, således at der er blevet færre marsvin i den nordlige Nordsø og flere marsvin i den sydlige Nordsø og Den Engelske Kanal. Modelberegninger har vist, at en marsvinebestand højst kan tåle en bifangst på 1,7 % om året uden at reduceres (IWC 2000), og i en årrække i 1990'erne var alene den danske bifangst af marsvin beregnet til at være næsten dobbelt så stor. Det er beregnet, at usikkerhederne ved SCANS-tællingerne betyder, at en årlig nedgang på under 1,8 % ikke kan opdages med de givne data (Hammond *et al.* 2017). Fiskeriets andre mulige påvirkninger af denne bestand er ikke kendt. OSPAR arbejder for tiden med at identificere tærskelværdier for bifangst af marsvin i OSPAR region II (Nordsøen, Skagerrak og Kattegat), som skal markere den maksimale, tilladte bifangst i regionen.

6. Reduktion af fiskeriets miljøpåvirkning

6.1. Nye skånsomme redskabstyper og innovation

Udviklingen af mere selektive fiskeredskaber er en af de vigtigste tekniske foranstaltninger i EU's fælles fiskeripolitik med henblik på at forbedre miljøskånsomheden i fiskeriet. I Danmark har udviklingen af selektive fiskeredskaber de seneste år inkluderet alle interessenter i udviklingsprocessen. Det sikrer, at de tekniske løsninger, der udvikles, både er miljømæssigt og økonomisk fornuftige, samtidig med at udviklingen af løsninger er hurtig og omkostningseffektiv. Det er vigtigt, for det er ikke altid, nye redskaber eller redskabsmodifikationer, der kan forbedre selektiviteten, automatisk bliver anvendt af erhvervet (Ovegård *et al.* 2021).

Det letter samtidig udviklingen af mere selektive redskaber, hvis fiskerierhvervet har mulighed for at deltage i udviklingen og afprøvningen af nye ideer. På den måde kan de forskellige interessegruppers specifikke kompetencer bruges til mere effektivt at udvikle tekniske løsninger, der kan afhjælpe nogle af de problemer, der f.eks. opstår i forbindelse med EU's landingsforpligtelse. Et samarbejde giver blandt andet mulighed for, at fiskerne selv kan være ansvarlige for indsamling af selektionsdata, der kan bruges til en forhåndsevaluering af et nyt redskabs ydeevne, inden der sættes dyre videnskabelige forsøg i gang.

Den nye tilgang har resulteret i udvikling og test af adskillige selektive redskaber, der har til formål at reducere uønskede fangster og forbedre skånsomheden og bæredygtigheden i det danske fiskeri (tabel 6.1). Flere af de tekniske løsninger, der er blevet udviklet, er efterfølgende blevet implementeret i lovgivningen eller direkte taget i brug af fiskere.

6.1.1. Reduktion af den fysiske bundpåvirkning

De foregående afsnit har beskrevet, hvordan fiskeri kan påvirke de dyr og planter, der lever på havbunden. Her vil fokus være på de slæbte redskabers fysiske påvirkning af bunden og på nogle af de tilpasninger, der kan mindske påvirkningen. Tilpasningerne indebærer oftest en reduktion eller ændring af kontakten mellem redskabet og havbunden. Der er mange studier, hvor sådanne redskaber er blevet udviklet og afprøvet (He 2007, ICES 2004). I det følgende præsenteres nogle af de muligheder, der kan være relevante for dansk fiskeri.

De vigtigste typer af bundslæbende redskaber i det danske fiskeri er bundtrawl, bomtrawl, skrabere og snurrevod, hvor forskellige dele af redskaberne er i kontakt med havbunden. Afhængigt af redskabstypen vil det dreje sig om én eller flere af disse komponenter: skovle, mellemliner, ruppen (også kaldet bundgearet), klumpen, kæder, mederne på bomtrawlen eller skæret eller tænderne på skraberen.

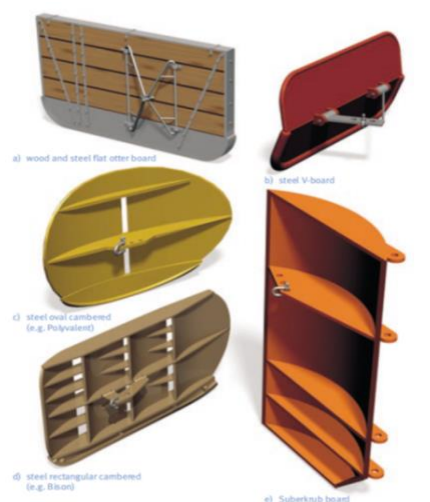
Det er muligt at tilpasse og ændre designet og rigningen af disse komponenter på mange forskellige måder for at reducere kontakten med havbunden, men løsningerne vil generelt være fiskerispecifikke og afhænge af bundtype og målart. Da ændringerne kan påvirke redskabets fiskeevne, er det vigtigt at sikre, at eventuelle løsninger opretholder fiskeriets rentabilitet.

Tabel 6.1.1. Oversigt over de fiskerier, problemer og løsninger, der er undersøgt.

Fiskeri	Problem	Løsninger	Antal involverede fartøjer
Trawlfiskeri efter jomfruummer	Bifangst af fisk	Rist, todelt pose, skræmmekugler, skræmmeliner	5
Trawlfiskeri efter Østersøtorsk	Bifangst af små torsk / tab af torsk over mindstemålet	Maskestørrelse, stræbeliner, omkreds i posen	3
Trawlfiskeri efter Østersøtorsk	Bifangst af skrubbe	Rist	2
Trawlfiskeri efter dybvandsreje (<i>P. borealis</i>)	Bifangst af små rejer	T90-pose, størrelsessorteringsrist, kvadratmaskepanel	2
Bomtrawlfiskeri efter hestereje	Bifangst af fisk	Rist og modificeret trawlåbning	2
Bomtrawlfiskeri efter hestereje	Bifangst af små rejer	Størrelsessorteringsrist	1
Trawlfiskeri efter fjæsing	Lovlig maskestørrelse for stor til at fange fjæsing	Identifikation af passende maskestørrelse	1
Fiskeri med nedgarn	Bifangst af marsvin	Akustiske pingere og passive reflektorer, som gør garnene "synlige" for marsvinene	16
Fiskeri med tejner og ruser	Skader på redskaber og fangst forårsaget af sæler	Kraftigere "sælsikre" redskaber og stopriste	4

Trawlskovle

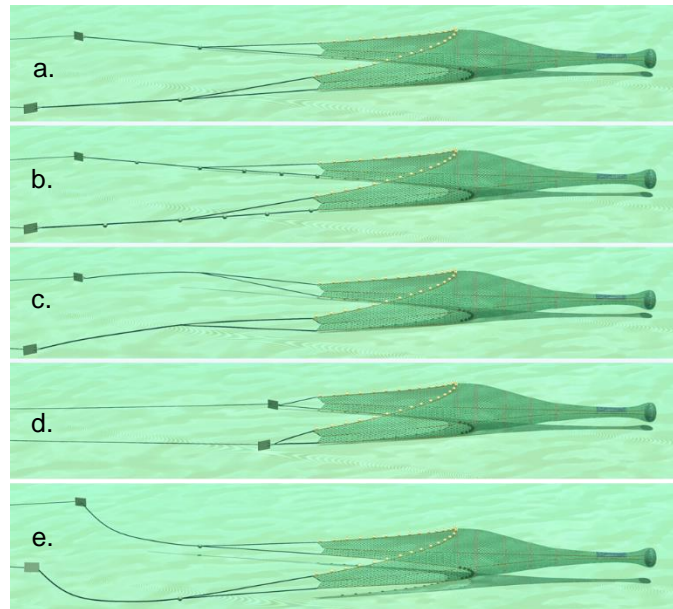
Trawlskovlens primære funktion er at sprede redskabet og dermed øge og sikre den horisontale åbning. Der findes mange former og konstruktioner af skovle, og der er stort potentiale for at reducere deres kontakt med havbunden. Nogle af de seneste designændringer er afrapporteret i ICES (2016) og omfatter fjernstyring af skovlene samt udformninger, der gør dem mere manøvredegtige og minimerer det område af skovlen, der har kontakt med bunden (McHugh *et al.* 2015). Der har også været en udvikling inden for design af semipelagiske trawlskovle, der slet ikke rører havbunden.



Figur 6.1.1. Eksempler på nogle af de mange forskellige udformninger af trawlskovle.

Mellemliner

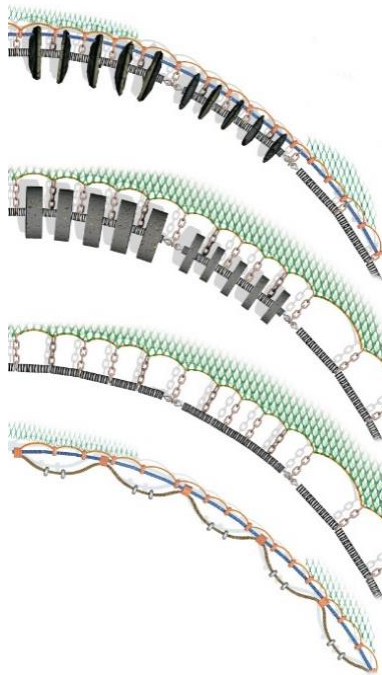
Bundkontakten for de mellemliner, der forbinder skovl og trawl, kan reduceres ved løfte dem op fra havbunden (figur 6.1.2). Dette kan gøres ved at tilføje bobbins (kugler af jern eller gummi som fastgøres på mellemliner eller rup), ved at benytte flydewire eller flydetov eller ved at anvende semipelagiske skovle (Rose *et al.* 2010). Det påvirkede areal kan desuden mindskes ved at reducere mellemlinernes længde.



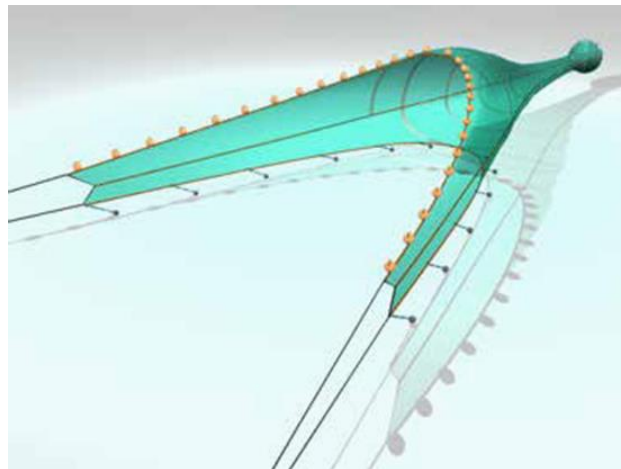
Figur 6.1.2. (a) en typisk trawl, (b) en trawl med mellemliner, der er løftet fri af bunden med bobbins, (c) en trawl med mellemliner, der flyder, (d) en trawl med afkortede mellemliner, (e) en trawl med semi-pelagiske skovle.

Rup

Der er mange forskellige typer rup, og deres design vil oftest afhænge af bundtypen og målarterne i fiskeriet (figur 6.1.3). Også i denne del af redskabet er der mulighed for ændringer, der kan reducere den fysiske påvirkning af bunden. Særlig enkle ændringer som reduktion i størrelse og antal af delkomponenter er blevet undersøgt. Derudover er der blevet gennemført forsøg med orienteringen af eksempelvis skiver og bobbins samt deres evne til at rulle over bunden. I nogle fiskerier er det muligt helt at fjerne ruppen og erstatte den med dropkæder, der sikrer en konstant afstand mellem bund og undertællen, der er den nederste del af trawlen (figur 6.1.4).



Figur 6.1.3. Eksempler på forskellige typer bundgear (rockhoppere, gummihjul, glat gummirup og blyrup) med forskellig påvirkning af havbunden.



Figur 6.1.4. Trawl med dropkæder fæstnet til undertællen som erstatning for ruppen, der trækkes hen over bunden.

Skrabere

Skraberes fysiske bundpåvirkning kan ændres på forskellige måder. Eksempelvis kan skraberens størrelse og vægt reduceres, skæret og eventuelle tænder kan modificeres eller, for tændernes vedkommende, erstattes af spulekopper, der retter en vandstrøm ned mod sedimentet. Endelig kan dele af skraberen løftes fri af bunden ved hjælp af meder (Frandsen *et al.* 2015, Shepard *et al.* 2009, N-virodredge).

Bomtrawl

Det er muligt at ændre bomtrawls bundpåvirkning ved at ændre designet af mederne eller ved at anvende alternative udformninger af bom og meder. Et eksempel på det sidste er "SumWing", der er betydelig lettere end en traditionel bomtrawl og har en mindre kontaktflade med bunden (SumWing).

Det er desuden muligt at reducere størrelsen, antallet og vægten af de kæder, der bruges til at skræmme fisken op fra bunden.

Pulstrawlen løfter målarten op fra bunden ved hjælp af en elektrisk impuls, hvilket helt har overflødiggjort kæderne, og det har igen reduceret både den fysiske bundpåvirkning og brændstofforbruget (Depestele *et al.* 2019b). Pulstrawlen blev introduceret i det hollandske bomtrawlfiskeri i 2010. EU havde forbud mod elektrofiskeri i havet, men lavede en undtagelse for forsøg med pulstrawl. På grund af strømpulsens potentielle påvirkning af fisk og bunddyr, som i starten var ukendt, har der været en intensiv debat om redskabets skånsomhed. Det førte til en kampagne mod pulstrawling fra den lille franske ngo BLOOM ([BLOOM](#)), som ikke mente, at pulstrawling var tilstrækkelig naturskånsom, og endte med at pulstrawling blev forbudt af EU (Le Manach *et al.* 2019, Kraan *et al.* 2020).

Rijnsdorp *et al.* (2020a) sammenlignede pulstrawling med den traditionelle bomtrawl i perioden 2009-2017 og fandt, at pulstrawlere påvirkede et 23 % mindre areal af havbunden. Indikatorer for bunddyrspåvirkningen, fiskeriets reduktion af bunddyrenes gennemsnitlige levealder, fiskeriets reduktion af bunddyrsbiomassen og fiskeriets ophvirvling af sediment faldt med henholdsvis 39 %, 20 %, 61 % og 39 %.

6.1.2. Reduktion af bifangst af havfugle og havpattedyr

Havfugle

I trawl- og langlinefiskeri har brugen af afværgeforanstaltninger vist sig at kunne føre til en markant reduktion i antallet af bifangne fugle (Bull 2007, Løkkeborg 2011, Maree *et al.* 2014, Clay *et al.* 2019). I linefiskeriet anbefales det ofte at bruge en kombination af flere tiltag for at undgå bifangst af fugle, mens linen sættes. Linerne kan forsynes med blyvægte, så de hurtigere synker ned til en dybde, hvor fuglenes ikke kan dykke ned efter maddingen og få en krog i næbbet. Man kan sætte plastikstrimler på linerne, som kan skræmme fuglene væk fra maddingen. Eller man kan sætte linerne om natten (Melvin *et al.* 2014, ACAP 2020). I trawlfiskeriet kan man montere plastikstrimler på trawlwirerne for at minimere risikoen for, at fuglene kolliderer med wirerne under fiskeri og ophaling. Man kan desuden forsøge at begrænse den tid, redskaberne befinder sig på overfladen under trækket. Enkle foranstaltninger i forbindelse med håndtering af affald og udsmid kan ligeledes forhindre, at fugle bliver viklet ind i redskabet (Løkkeborg 2011, Melvin *et al.* 2011, Maree *et al.* 2014).

Trods nogle få lokale succeser har eksperimenter, som har testet mekaniske metoder til reduktion af bifangsten af havfugle i nedgarn, desværre ikke kunnet anvise universelle afværgeforanstaltninger, der kunne anvendes på tværs af forskellige fiskerier. Visuelle advarselssignaler har fået størst opmærksomhed. Man har forsøgt at gøre garnet mere synligt (Melvin *et al.* 1999), man har forsøgt at indsætte forskellige kontrastfarvede paneler (Martin and Crawford 2015, Field *et al.* 2019), man har oplyst garnet med LED-lys (Mangel *et al.* 2018, Field *et al.* 2019, Bielli *et al.* 2020, Cantlay *et al.* 2020), og man har forsøgt sig med andre farver garn (Hanamseth *et al.* 2018). I det danske nedgarnfiskeri har nylige eksperimenter med brug af lys eller lyd til at afskrække fuglene ikke resulteret i signifikante ændringer i fuglebifangsten, hverken for dykænder eller for de fuglearter, der finder deres føde i vandsøjlen (Glemarec *et al. in prep.*). Alternativt kan nedgarn erstattes af fiskeredskaber, der sikrer mod bifangst af havfugle, såsom tejner, ruser eller snurrevod. Alternative redskaber som tejner, der er blevet afprøvet i Østersøen, viste, at bifangst af havfugle kan reduceres effektivt – og nogle gange helt undgås – samtidig med, at fiskeriet stadig er økonomisk levedygtigt (Vetemaa and Ložys 2009, Koschinski and Stempel 2012).

Havpattedyr

Afværgning af bifangst af havpattedyr har både internationalt og i Danmark mest koncentreret sig om at nedbringe bifangsten af småhvaler, herunder specielt bifangst af marsvin i nedgarn, da bifangsten i flere havområder har været større, end bestandene i det lange løb kan tåle. De virkemidler, man har til rådighed, omfatter reduktioner i fiskeriindsatsen, f.eks. i form af lukkede områder eller perioder, samt

akustiske alarmer (pingere), som har vist sig at være meget effektive til at nedbringe bifangsten af marsvin i garnfiskerier (Larsen & Eigaard 2014, Larsen *et al.* 2013). DTU Aqua og andre forsker desuden i, om det er muligt at nedbringe bifangsten af marsvin ved at gøre garnene nemmere at opdage for marsvinenes biosonar (Kratzer *et al.* 2020).

DTU Aqua har i de seneste år også arbejdet med at udvikle, afprøve og optimere alternative redskaber, som de små garn- og krogfartøjer kan anvende til at fange de arter, som de ellers har fanget i garn og på kroge. Udviklingsarbejdet hos DTU Aqua har været underlagt følgende basale krav:

- Redskabet skal kunne anvendes af små fartøjer, typisk fartøjer under 10 m.
- Redskabet skal kunne sikres mod angreb fra sæler.
- Der skal kunne drives et økonomisk bæredygtigt fiskeri med redskabet.
- Redskabet må ikke have nogen væsentlige negative økosystemeffekter.

Kravet om, at redskabet skal være sikret mod angreb fra sæler, betyder, at mulige kandidater indenfor de passive redskaber kun omfatter redskaber, der omslutter fangsten, som f.eks. tejner og ruser. Indenfor aktive redskaber betyder de øvrige krav, at kun redskaber med en minimal bundpåvirkning, som minisurrevod, kan være bæredygtige alternativer til garn og kroge. Arbejdet med optimering af minisurrevod og tejner har resulteret i stigende fangstrater, men fangstraterne er endnu for lave til, at redskaberne kan konkurrere med garn og kroge.

EU har gennem vedtagelsen af Rådsforordning 812/2004 (senere erstattet af Rådsforordning 1241/2019) indført tvungen anvendelse af pingere i visse garnfiskerier, hvor undersøgelser havde vist, at bifangsten var for stor. Det drejer sig for danske fiskere om en del af den vestlige Østersø (ICES-område 24), hvor pingere skal anvendes på alle nedgarn, samt Nordsøen, Skagerrak og Kattegat, hvor der skal anvendes pingere på alle nedgarn med masker ≥ 220 mm hele året og på alle garn i garnlænker under 400 m i perioden 1. august – 31. oktober. Der er ikke krav om brug af pingere i Bælthavet, Øresund eller resten af den vestlige Østersø. Selvom pingere er meget effektive, når de anvendes korrekt, har de også nogle potentielt negative sider, f.eks. at de bidrager til en forøgelse af baggrundsstøjniveauet i havet. I nogle situationer kan de desuden lokke sæler til garnene, den såkaldte "dinner bell effect".

Pingere kan også anvendes til afværgning af bifangst af andre arter af småhvaler, både i nedgarn og i trawl. Der har også været gjort forsøg med at anvende selektionsriste til at reducere bifangst af delfiner i pelagiske trawl, men uden større effekt.

Stopriste kan bruges til at afværge bifangst af sæler i bundgarnsruser og kasteruser, men det er vigtigt, at risten bliver dimensioneret korrekt, så man undgår nedsat fiskeevne. DTU Aqua gennemfører i 2020-21 forsøg med sådanne stopriste i bundgarnsruser, dels for at undgå bifangster, men også for at undgå sælernes prædation på fisk i bundgarnene.

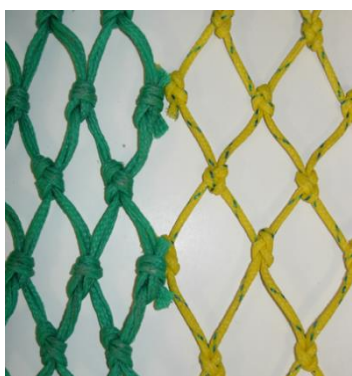
6.1.3. Reduktion af udledningen af drivhusgasser

Der er mange muligheder for at reducere brændstofforbruget i fiskeriet. De omfatter modificeret fartøjsdesign, montering af propellerdyser og rettidigt vedligehold og udskiftning af fartøj og motor. Der er også besparelser at hente ved at tænke strategisk i forhold til, hvor og hvornår der fiskes, og ved valg af slæbe- og steamhastighed. En af de mest direkte metoder er imidlertid at reducere vandmodstanden i selve redskabet.

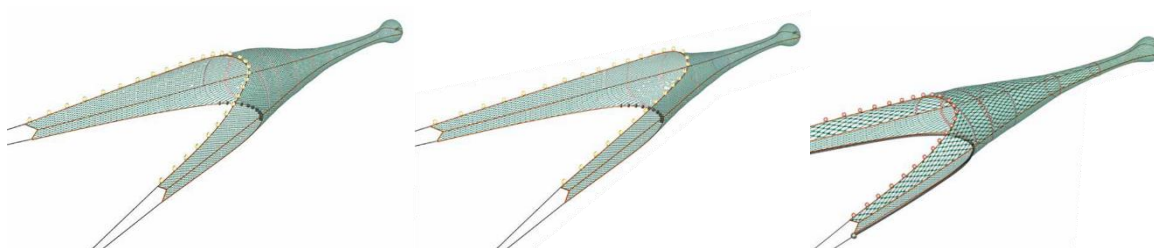
En stor andel af det brændstof, der anvendes i fiskeri med bundtrawl, bruges til at trække redskabet hen over bunden. Den kraft, der kræves i denne del af processen, udgør op til 80 % af det samlede brændstofforbrug (Curtis *et al.* 2006). Men forskellige tilpasninger af redskabernes design og materialer kan medvirke til at reducere slæbemodstanden og dermed brændstofforbruget. Disse ændringer vil normalt reducere enten bundkontakten eller den hydrodynamiske slæbemodstand.

Mange af de tidligere beskrevne tiltag, der reducerer redskabernes fysiske bundpåvirkning, vil også føre til en reduktion af slæbmodstanden. Dermed vil tiltagene samtidig have den fordel, at de bidrager til en reduktion i udledningen af drivhusgasser. Herunder gives eksempler på forskellige metoder, der vil reducere udledningen af drivhusgasser ved at reducere redskabets hydrodynamiske slæbmodstand:

- Brug af netmaterialer af tyndere tråd
- Brug af netmaterialer med større masker
- Design af redskaber med mindre horisontal åbning
- Design af redskaber med mindre forbrug af netmateriale, f.eks. topløse trawl
- Redskaber, hvor netmaterialet bidrager til et hydrodynamisk løft (Parente 2008, Priour 2009, Balash *et al.* 2015, Broadhurst *et al.* 2017).



Figur 6.1.5. To netstykker med samme maskestørrelse, men fremstillet af hhv. dobbelt- og enkeltråd demonstrerer, hvordan et redskabs hydrodynamiske slæbmodstand kan reduceres uden tilpasning af maskestørrelsen.



Figur 6.1.6. En standard-bundtrawl til fisk sammenlignet med en topløs trawl og en trawl med store masker i taget. Begge ændringer vil føre til en reduktion af den hydrodynamiske slæbmodstand.

6.1.4. Anvendelse af nye teknologier

Der er i de senere år udviklet flere nye metoder og teknologier, der på forskellige måder kan bidrage til en større skånsomhed i fiskeriet. Det drejer sig både om nye fremstillingsmetoder af f.eks. de plastmaterialer, der anvendes i fiskenet, og om nye teknologier, der kan gøre fiskeriet mere selektivt og målrettet.

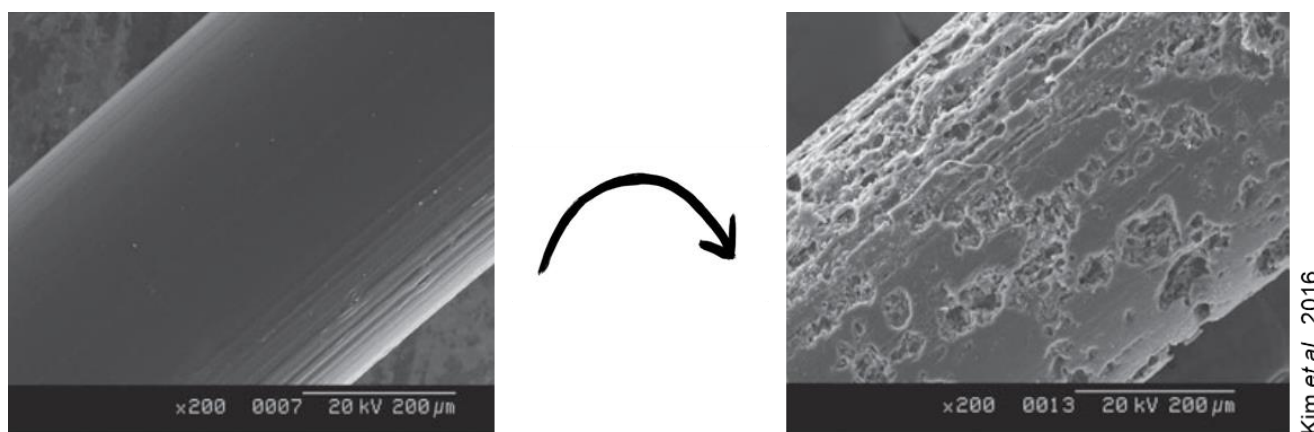
Bionedbrydelige fiskegarn

Under fiskeri med garn kan fartøjerne utilsigtet miste garn, f. eks. ved at de sidder fast i havbunden eller i vrug. Mistede garn kan resultere i spøgelsesfiskeri, hvor garnene fortsætter med at fiske over kortere eller længere tid, hvilket både ressourcemæssigt og etisk er u hensigtsmæssigt. En af grundene til, at mistede garn kan forsætte med at fiske over en længere periode er, at fiskegarn er fremstillet af stærke og bestandige polymerer som f.eks. nylon. Mistede garn vil samtidig også bidrage til plastikforureningen i havet, både i form af makroplast og senere som mikroplast.

Der er i de senere år udviklet nye bionedbrydelige materialer, som kan anvendes til fiskegarn (figur 6.1.7). De bionedbrydelige fiskegarn fremstilles af resin, der i havvand langsomt nedbrydes til kuldioxid og vand af bakterier og alger. Anvendelsen af bionedbrydelige fiskegarn vil i væsentlig grad kunne forbedre garnfiskeriets grønne profil, da både spøgelsesfiskeri og plastikforurening fra mistede garn kan elimineres.

DTU Aqua udfører i disse år en række forsøg med bionedbrydelige fiskegarn for at vurdere garnenes fangsteffektivitet i forhold til de eksisterende nylonbaserede fiskegarn. Endvidere undersøges fiskegarnenes nedbrydningsprofil, samt specielt hvor godt denne passer til fiskegarns forventede levetid. I princippet ønskes et garn, der er så stærkt garn som muligt i sin levetid, hvorefter det hurtigst muligt skal nedbrydes.

Anvendelse af bionedbrydelige materialer undersøges også mere generelt som erstatning for plastmaterialer i fiskeriet i f. eks reb, snurrevodsreb, dolly-reb, reb i muslingeopdræt og lignende. DTU Aqua er i tæt samarbejde med det firma, der fremstiller bionedbrydelige fiskegarn og lignende materialer til fiskerisektoren, samt med internationale forskningsinstitutioner, der arbejder med bionedbrydelige plastmaterialer i fiskeriet.



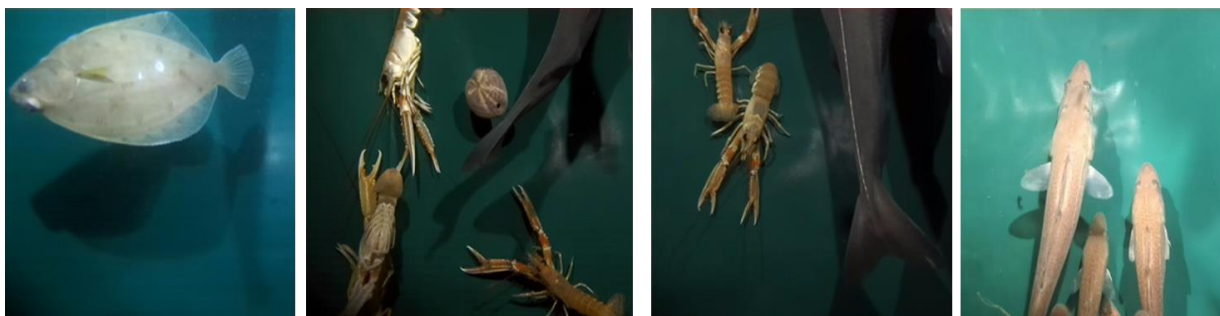
Figur 6.1.7. Til venstre ses et forstørret udsnit af en monofilament tråd i et fiskegarn fremstillet i bionedbrydeligt materiale før kontakt med saltvand. Til højre ses samme tråd efter længere anvendelse under fiskeri med tydelige tegn på nedbrydning af tråden.

Realtids-trawlkamera

Fiskeri med trawl er en omkostningstung proces med store løbende udgifter til fartøjer, brændstof og fiskeredskaber, hvor selve fangstprocessen i ret høj grad foregår i blinde. Den enkelte fisker opererer ud fra en forventning og en tidligere erfaring, og ikke ud fra detaljeret information om den igangværende fangstproces og den aktuelle fangstsammensætning. Det giver den enkelte fisker ringe mulighed for aktivt at påvirke og optimere sin fangstsammensætning ved at målrette sit fiskeri, så der ikke fanges uønskede arter og størrelser, eller til helt at afbryde fiskeriet hvor det ikke giver økonomisk eller biologisk mening.

En af de nye teknologier udviklet ved DTU Aqua er et kabelbaseret trawlkamera, der giver den enkelte fisker et live video-feed fra trawlen til styrhuset. Fiskeren vil således kunne observere den fangst, der løbende kommer ind i redskabet (figur 2).

Trawlkameraet leverer en tilstrækkelig høj billedkvalitet til automatisk billedbehandling ved hjælp af kunstig intelligens. DTU Aqua er i gang med at udvikle software, der automatisk kan arts- og størrelsesbestemme fangsten. Ved hjælp af denne software vil den løbende fangstproces kunne overvåges af fiskeren i form af et simpelt overblik over fangsten i form af fangstbeskrivende indikatorer.



Figur 6.1.8. Eksempler på billeder af fangst, der passerer kameraet under et trawlsleb. Det udviklede trawlkamera gør det muligt at identificere, hvilke arter og mængder der fanges i realtid.

Udvikling af et mere teknologibaseret præcisionsfiskeri vil give den enkelte fisker mulighed for løbende at træffe informerede beslutninger om den igangværende fiskeriproces og både optimere og dokumentere den. Sektoren vil således i væsentligt større grad kunne bestemme sin fangstsammensætning og undgå områder med uønsket fangstsammensætning eller specielt sårbare områder.

Den beskrevne teknologi forventes i væsentlig grad at kunne forbedre fiskeriets grønne bæredygtighed, herunder fiskeriets skånsomhed. Den kan desuden være med til at danne grundlag for et nyt, smartere og mere teknologibaseret fiskeri og dermed følge den udvikling, der er set i sammenlignelige sektorer som f. eks landbruget.

6.2. Oprettelse af lukkede områder

6.2.1. Lukkede områder som forvaltningsredskab

Mange havforskere, miljøorganisationer og dele af offentligheden ser lukkede områder som et generelt forvaltningsredskab, der kan mindske fiskeriets påvirkning af havmiljøet og bevare havnenes biodiversitet. Der etableres derfor hele tiden nye såkaldte "Marine Protected Areas", eller MPA'er, hvoraf en del er helt lukkede for fiskeri. På et møde i 2010 blandt de lande, som har underskrevet biodiversitetskonventionen, blev det vedtaget, at 10 % af klodens havareal skulle være dækket af lukkede områder i 2020 (CBD 2010). I 2019 var det dog stadig kun ca. 5,8 % af havet, der var erklæret lukket, og det var kun lidt under halvdelen af disse områder, der var fuldt beskyttede og helt lukkede for fiskeri ([Atlas of Marine Protection](#)).

Når man har undersøgt effekten af at lukke havområder for fiskeri, har resultaterne været blandede. Det skyldes blandt andet forskelle i områdernes tilstand på lukningstidspunktet, i graden af den efterfølgende beskyttelse og i brugernes accept af og respekt for lukningen (Chuenpagdee *et al.* 2013, Fox *et al.* 2014).

Hvor de rette økologiske betingelser har været til stede, og hvor beskyttelsen har været reel, har lukkede områder vist sig at kunne bevare eller genoprette marine økosystemer og føre til øget habitatkvalitet, øget biodiversitet, øget biomasse af fisk og til lokale fiskebestande karakteriseret ved bedre overlevelse og flere store individer (Lester *et al.* 2009, Costello 2014). I områder, der er blevet lukket for fiskeri, er det især de kommercielt udnyttede arter, der reagerer positivt. Hvis arterne generelt har været overfiskede inden lukningen, har deres reaktion undertiden været så positiv, at individer har bredt sig til naboområder og her givet ophav til øgede fangster, som helt eller delvis har kompenseret for tabet af fangsten fra det nu lukkede område (Cabral *et al.* 2020, Di Lorenzo *et al.* 2020). I kystnære områder har bedre habitatkvalitet, flere store fisk og øget biodiversitet gavn timerisme, rekreative muligheder og bevarelse af kulturelt vigtige naturværdier. På globalt plan er det estimeret, at den økonomiske gevinst ved at lukke et område for fiskeri i gennemsnit vil overstige udgifterne med en faktor 1,4 til 2,7 (Brander 2020), alt afhængigt af områdets størrelse og fiskeriets omfang.

Lukning af et område kan imidlertid også have negative konsekvenser. Når man lukker et område, vil fiskeriet flytte til andre områder, hvor den øgede fiskeriintensitet vil kunne modvirke eller i værste fald ophæve de positive effekter af lukningen. For fiskerne kan det medføre længere fangstrejser, større CO₂-udslip, lavere fangstrater og forværret økonomi, når de ikke længere kan vælge at fiske på det, de selv betragter som de mest lukrative pladser.

Sammenlignet med naturparker og fredede områder på land rummer havet endvidere et dyreliv, hvor de yngste livsstadier (æg og larver) ofte spredes passivt med strømmen over store afstande, og hvor voksne individer tit foretager omfattende sæsonbestemte migrationer mellem gyde- og fourageringsområder. For mange nedgravede eller fastsiddende bunddyr, som typisk bliver i det samme lille område hele deres voksne liv, vil de larver, der produceres, ofte blive transporteret med strømmen og bundfældes langt fra det sted, hvor æggene blev gydt. Larvetransporten mellem delbestande i forskellige områder er vigtig for at opretholde disse arters naturlige bestandsstruktur og genetiske diversitet og for deres mulighed for at genetablere sig i et givet område efter en lokal bestandstilbagegang. Undersøgelser viser, at der selv inden for relativt små områder, hvor de biologiske forhold er rimelig homogene, kan være en stor genetisk variation mellem lokale bestande (Pena & Colgan 2020), også for arter uden et frit svømmende larvestadie (McInerney *et al.* 2009). Selv hvis det skulle lykkes at udpege et sammenhængende netværk af lukkede områder, som kan bevare de overordnede bestandsstrukturer og den genetiske diversitet, kan klimabetingede ændringer af gydetidspunkter og havstrømme ændre larvetransporten over tid og forhindre, at udvekslingen af larver mellem områderne bliver bevaret i tilstrækkeligt omfang (Coleman *et al.* 2017, Weinert *et al.* 2021). Det er således vigtigt at tage hensyn til larvetransporten og dens variation fra år til år, når man udvælger de havområder, der skal lukkes. Nogle områder kan være nettomodtagere af larver, andre nettoproducenter. Hvis der ikke etableres et sammenhængende netværk af tilstrækkelig mange lukkede områder af en passende størrelse, som gensidigt kan udveksle larver med hinanden, kan effekten af en lukning på bundfaunaen vise sig at være marginal. I de områder, hvor fiskeriintensiteten er høj og biodiversiteten lav, er det samtidig usikkert, om en lukning vil føre til genetablering af den oprindelige bundfauna og biodiversitet inden for en kort årrække, især hvis man ikke ved, om larvetilførslen til det lukkede område er tilstrækkelig (Bergman *et al.* 2015). Samtidig risikerer man med en lukning blot at flytte fiskeriet til andre steder, man også kunne ønske at beskytte, herunder de steder, som skulle have forsynet det lukkede område med larver.

Jo mindre et lukket område udveksler individer med omgivelserne, desto større vil den reelle bevaringsværdi af området ofte være. Lukkede områder vil typisk være mest effektive i forbindelse med beskyttelse af særlig sårbare bunddyrshabitater med en karakteristisk fauna, såsom:

- Stenrev og boblerev,
- Områder med høje koncentrationer af sårbare fastsiddende bundlevende organismer,
- Områder hvor sårbare rev- eller habitatmodificerende arter påvirker de biologiske og fysiske karakteristika og øger biodiversiteten ved at skabe livsbetingelser for andre arter (såkaldte biogene rev, banker, måtter eller andre strukturer på havbunden),
- Områder hvor sårbare bunddyrsarter uden frit omkringsvømmende larvestadier er hyppige,
- Områder med sårbare bunddyrsarter med larver, som kun bundfælder sig blandt voksne individer,
- Områder hvor fisk eller andre organismer samler sig i høje koncentrationer og derfor er tillokkende lette at fange på visse tidspunkter af året som f.eks. i gydesæsonen eller under deres opvækst.

Hvordan en lukning udformes mest hensigtsmæssigt, afhænger af formålet med lukningen. Et lukket område kan være totalt lukket for fiskeri, men det kan også være lukket for alt fiskeri på bestemte årstider, som f.eks. i gydetiden, for at beskytte ansamlinger af gydende fisk. Det kan være lukket for specifikke redskabstyper, som f.eks. skrabere, bomtrawl og bundtrawl, for at mindske fiskeriets påvirkning af havbunden, eller for fiskeri med nedgarn for at forhindre bifangst af havfugle og

havpattedyr. Det samlede resultat af en lukning vil afhænge af formålet, områdets karakteristika og af den forøgede påvirkning der opstår uden for området, når fiskeriet flytter sig.

ICES (2021b) har på EU kommissionens opfordring sammenlignet fordele og omkostninger ved forskellige forvaltningstiltag der kan nedsætte bundslæbende redskabers påvirkning af havbunden i Østersøen, Nordsøen, det Irske hav, Biscayen og farvandene langs atlantehavskysten af Spanien og Portugal. Man undersøgte 5 forskellige måder til at nedsætte miljøpåvirkningen og beregnede de heraf afledte konsekvenser for fiskeriets økonomi. Resultaterne viste, at det kan være fordelagtigt at lukke de mindst befiskede områder. Hvis man for eksempel lukkede de områder, hvor mindre end 10% af fiskeriet med bundslæbende redskaber i dag foregår, ville man forøge det ubefiskede areal med 40% eller mere for alle de overordnede havbundstyper man undersøgte. En data-rapport (ICES 2021c), som kan downloades fra ICES hjemmeside, indeholder en række interaktive kort over fordelingen af fiskeriet med bundslæbende redskaber og en mere detaljeret vurdering af effekterne af at ændre fordelingen af fiskeriet på forskellig vis i forskellige delområder. Beregningerne af effekterne bygger på en rumlig opløsning på 0,05 x 0,05 grader (de såkaldte c-rektangler), og med den opløsning estimeres det at henholdsvis 62% af Nordsøens og 12% af Østersøens havbund i dybdeintervallet fra 0 til 200 m årligt er blevet påvirket af bundtrawling i årene 2013-2018. Med undtagelse af snurrevodsfiskeriet og trawlfiskeriet efter brisling er der kun en lille variationen i fiskeriets geografiske fordeling fra år til år.

ICES (2021b) brugte i alt tre indikatorer for fiskeripåvirkning til at beregne og sammenligne effekterne af bundtrawling: 1) andelen af c-rektangler uden bundtrawling, 2) hvor stor en gennemsnitlig reduktion af den totale biomasse af bunddyr man måtte forvente med det nuværende fiskeri relativt til en ubefisket situation, og 3) hvor stor en del af bunddyrsarterne som i gennemsnit ville blive påvirket af en bundtrawlspassage en eller flere gange i løbet af deres liv, målt som den andel af biomassen som blev påvirket.

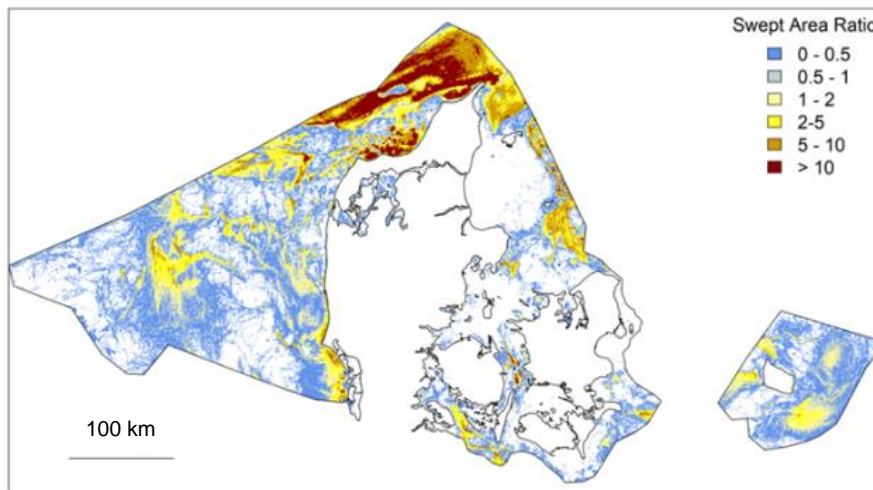
I Nordsøen blev 9% af c-rektanglerne i dybdeintervallet fra 0-200 m slet ikke bundtrawlet i perioden 2013-2018, mod 73% i Østersøen, mens biomassen blev beregnet til at være reduceret med henholdsvis 12% i Nordsøen og 1% i Østersøen. Andelen af biomassen, som blev påvirket én gang eller oftere af en bundtrawlspassage i løbet af arternes forventede levealder, hvis der ikke blev trawlet, var henholdsvis 66% i Nordsøen og 12% i Østersøen.

ICES (2021b) indeholder kort som illustrerer konsekvenserne af forskellige scenarier for områdelukning. De viser, at det bedst kan svare sig at lukke de områder, som i dag er mindst påvirket af fiskeri, fordi man på den måde opnår den største bevaringseffekt af en given reduktion i fangstværdien. Ændringer af redskaberne, som nedsætter deres bundpåvirkning, kan også bidrage til at nå et given reduktion, men deres egnethed vil afhænge af hvor effektivt de nedsætter bundpåvirkningen sammenholdt med, hvor meget de samtidig nedsætter fangsten af kommercielt vigtige fisk. De positive effekter af at nedsætte fiskeriet med bundslæbende redskaber omfatter en større tæthed af sårbare og habitatdannende arter og en forøget fysisk havbunds kompleksitet, som kan tjene som refugie for forskellige arter og øge modstandsdygtigheden over for andre miljøpåvirkninger, herunder klimæændringer (ICES 2021d).

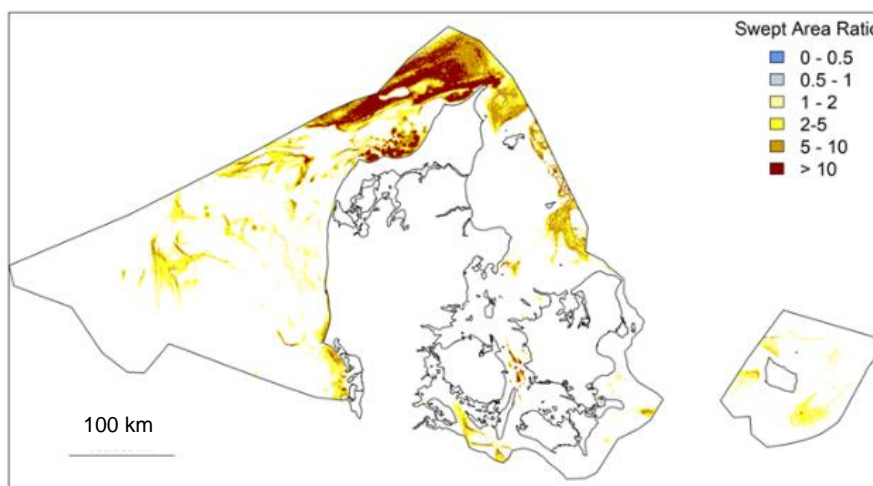
I DTU Aqua's nyeste beregninger af det havbundsområde som specifikt berøres af dansk fiskeri med bundslæbende redskaber har man suppleret VMS data med informationer fra AIS og "black box" data, og på den måde opnået en geografisk opløsning på 100 x 100 m kvadrater (Ole Ritzau Eigaard, DTU Aqua, pers. komm.). Med denne høje geografiske opløsning i beregningerne har det samlede danske fiskeri med bundslæbende redskaber årligt kun berørt ca. 56,3 % af kvadraterne i perioden 2015-2020 (figur 6.2.1a). Da fiskeriet i mange tilfælde kun har fundet sted i en lille del af hvert enkelt kvadrat svarer det til at kun 32,5 % af havbunden reelt har været befisket i den danske EEZ. Det betyder med andre ord at 67,5% af havbundsarealet slet ikke er blevet påvirket af dansk fiskeri med bundslæbende redskaber i løbet af de seneste 6 år. Som det fremgår af figuren er det danske fiskeri koncentreret i få intensivt befiskede områder, såsom det sydlige Skagerrak og det centrale Kattegat, mens der samtidig

er store områder hvor intensiteten er så lav, så det f.eks. ikke er hvert år at der fiskes (de grå og lyseblå områder i figur 6.2.1.a). Forestiller man sig at man lukkede en stor del af de mindst intensivt befiskede områder, ved for eksempel at successivt at fjerne fiskeriet fra de mindst befiskede områder indtil man havde fjernet 10% af det samlede danske fiskeri, og dermed fik koncentreret fiskeriet i de mest intensivt befiskede områder, så når man frem til at fiskeriet kun ville berøre ca. 19% af den danske EEZ, mens 81% af havbunden aldrig ville blive befisket (figur 6.2.1.b). I de 19% af arealet, hvor fiskeriet nu var koncentreret, ville hver kvadratmeter dog i snit blive påvirket af et bundslæbende redskab 6,82 gange om året.

a) Fordeling af det danske fiskeri med bundslæbende redskaber i perioden 2015-2020



b) Fordeling af det danske fiskeri med bundslæbende redskaber efter at 10% af den samlede danske fiskeriindsats successivt er blevet fjernet fra de mindst befiskede områder



Figur 6.2.1 Kort over fordelingen af intensiteten af det danske fiskeri med bundslæbende redskaber i den danske økonomiske zone (EEZ) i perioden 2015-2020 udtrykt som Swept Area Ratio (SAR) i kvadrater på 100 x 100 m. SAR angiver det gennemsnitlige antal gange et danske bundslæbende redskab er passeret hen over én kvadratmeter bund. Baseret på rekonstruktion af trawlspor ud fra VMS, AIS og "black box" data. a) viser den geografiske fordeling af indsatsen i det samlede danske fiskeri med bundslæbende redskaber, b) viser den geografiske fordeling efter 10% af den samlede danske fiskeriindsats med bundslæbende redskaber i de mindst befiskede områder er fjernet (Ole Ritzau Eigaard, DTU Aqua, pers. komm.).

Selvom man oftest ser lukkede områder anvendt som et værn for sårbare eller truede dyr og planter, kan man også lukke områder ud fra andre hensyn. I Skagerrak fungerer de dybe dele af Norske renden som et bundfældningsområde for ophvirvlet organisk materiale fra Nordsøen, og tilsvarende gør sig gældende i de dybere dele af Østersøen, f.eks. Bornholmsdybet. Her er dybden så stor og de naturlige vandbevægelser så små, at det organiske materiale vil blive liggende, medmindre det forstyrres, f.eks. af bundtrawling. Det kan beregnes, at det potentielt kan have en væsentlig betydning for den permanente deponering af det organiske materiale i havbunden, og dermed for CO₂- og klimaregnskabet, om der sker en genophvirvling af materialet, eller om det får lov til at ligge uforstyrret. Derfor er det for nylig blevet foreslået, at man kunne overveje at oprette "kulstofbeskyttelseszoner" i dele af Skagerrak ved f.eks. lukke nogle af de dybereliggende områder for fiskeri med bundslæbende redskaber (Diesing *et al.* 2021).

For at vide, om en lukning virker efter hensigten, er det nødvendigt at etablere et overvågningsprogram, der kan vise, om lukningen er effektiv og samlet set lever op til sit formål. Man er nødt til at undersøge tilstanden både inden i og uden for området både før og efter lukningen, så man kan sammenligne resultaterne og konkludere, om lukningen har den ønskede bevaringseffekt. Overvågningen skal også på længere sigt bruges til at dokumentere, om bevaringseffekten holder sig, eller om klimaændringer eller invasive arter over tid forvandler området, så det ikke længere er attraktivt for de processer, livsstadier, arter eller dyresamfund, det var formålet at bevare. Succesfulde lukninger er blandt andet karakteriseret ved, at de er accepterede af fiskerne og andre interessenter, er godt monitorerede, velovervågede, veletablerede, store og delvis isolerede fra omgivelserne (Edgar *et al.* 2014, Kinkaid *et al.* 2017, Dehens & Fanning 2018, Giakoumi *et al.* 2018).

Lukkede havområder har i mange år været brugt som et værktøj i både miljø- og fiskeriforvaltningen. I miljøforvaltningen har man typisk lukket områder for at beskytte og bevare udvalgte sårbare arter og naturtyper. I fiskeriforvaltningen har man traditionelt brugt lukninger til at minimere konflikter mellem forskellige aktører (som industri- og konsumfiskere eller fiskeri og skibsfart) og til at begrænse fiskeriernes påvirkning af fiskebestandene i deres gyde- eller opvækstområder. I de senere år har miljøforvaltningen i stigende omfang fået øjnene op for fiskeriets generelle betydning for havmiljøet, ligesom generelle miljøhensyn er kommet til at spille en stadig større rolle i fiskeriforvaltningen.

Hilborn (2016) beskriver de forskellige syn på lukkede områder, man kan finde blandt fiskeribiologer og havøkologer. Sidstnævnte, som primært beskæftiger sig med biodiversitet og naturbevarelse, mener ofte, at områdelukninger er den eneste metode, der kan bevare biodiversiteten i havene. Fiskeribiologer mener til gengæld, at biodiversiteten bedst kan bevares, hvis fiskeriet reduceres til et bæredygtigt niveau, samtidig med at brugen af de redskaber og fiskerimetoder, som påvirker følsomme bifangstarter og habitater negativt, forbydes eller begrænses, f.eks. gennem områdelukninger. Degenbol *et al.* (2006) advarede mod at tro, at et enkelt forvaltningsredskab eller teknisk "fix" kan løse alle de problemer, der er forbundet med at forvalte menneskets brug af havets ressourcer og naturværdier på en bæredygtig måde. En kombination af lukkede områder, nedsat fiskeriindsats, så lukningen ikke blot flytter problemet fra et område til et andet, og indførelse af mere skånsomme fiskerimetoder og redskaber virker umiddelbart som den mest effektive strategi (Weigel *et al.* 2014, Selig *et al.* 2017).

I havet omkring Danmark er der allerede i dag mange områder, hvor fiskeri enten er forbudt eller begrænset af områdespecifikke regler. De fleste af disse områder er planlagt eller vedtaget som en del af EU's fælles fiskeripolitik, af den nationale danske fiskeri- og miljølovgivning, af EU's Natura 2000 program eller i forbindelse med implementeringen af EU's havstrategidirektiv.

6.2.2. EU's fiskeripolitik

EU's fiskeripolitik indeholder en række forordninger og vedtagelser om lukkede områder, som beskrives i bilag V del C af Europa-Parlamentets og Rådets Forordning 2019/1241 af 20. juni 2019 om bevarelse af fiskeressourcerne og beskyttelse af marine økosystemer ved hjælp af tekniske foranstaltninger (EU 2019b). Lukninger har ofte været brugt i EU's fiskeriforvaltning, men med varierende succes.

Kuller og hvilling, som er vigtige spisefisk i England og Skotland, optrådte i 1970'erne ofte som bifangst i det småmaskede danske industrifiskeri efter sperling i den nordlige Nordsø. For at begrænse disse bifangster blev der i 1980'erne indført en såkaldt "sperlingkasse", et større område i den nordvestlige Nordsø, hvor man ikke måtte fiske efter sperling og andre industriarter med småmaskede trawl. Indførelsen af sperlingkassen og en opstramning af bifangstreglerne fik bifangsterne reduceret. Bigné *et al.* (2019) undersøgte, om sperlingkassen har ført til en forskel mellem fiskesamfundene i og uden for kassen, men kunne ikke finde en signifikant forskel i fiskenes arts- eller biomassesammensætning.

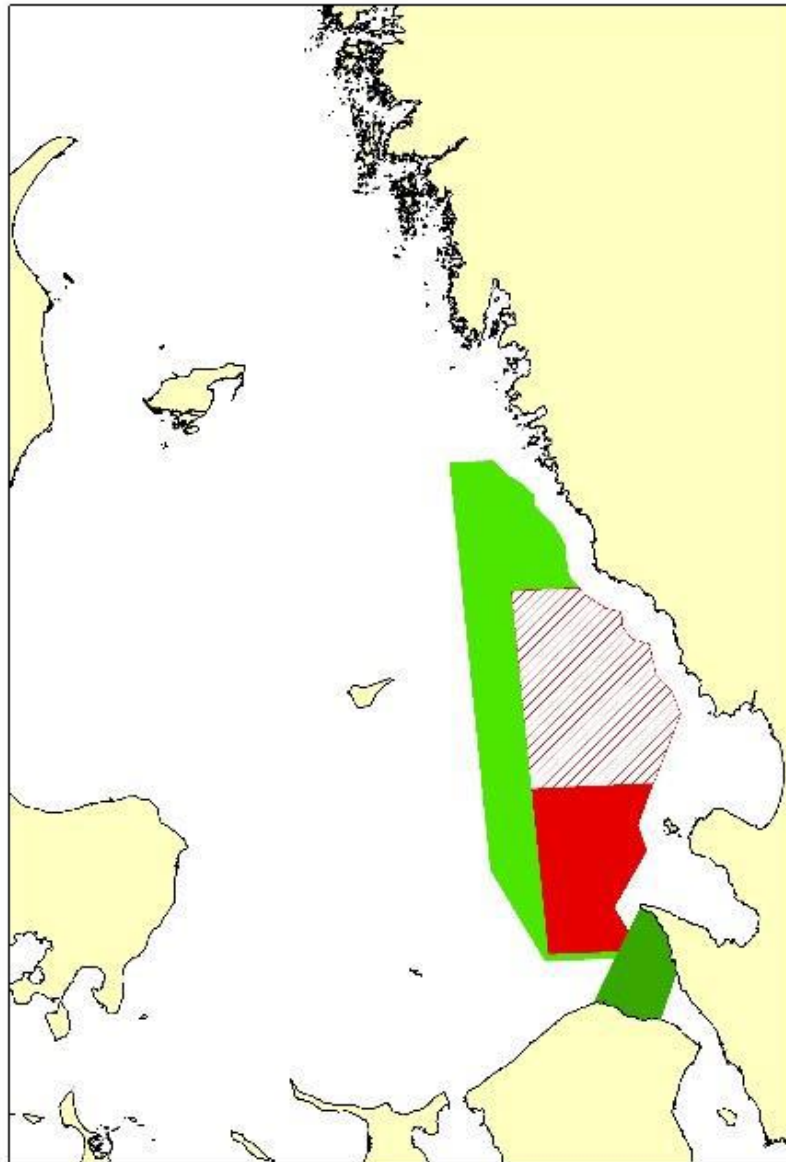
I år 2000 blev et område langs den engelske og skotske østkyst lukket for industrifiskeri efter tobis for at sikre, at der var tilstrækkeligt med føde til de rider, alke, søpapegøjer og lomvier, der yngede på klipperne og i ynglesæsonen fodrede deres unger med små tobiser. Lukningen fik ridernes ynglesucces til at stige, men havde ikke signifikant betydning for de andre fuglearter (Daunt *et al.* 2008). Tobisernes vækst og bestandstørrelser er sidenhen generelt faldet i Nordsøen, sandsynligvis på grund af en ændret zooplanktonbiomasse og -sammensætning som følge af klimaændringer, og det har generelt reduceret tobisernes betydning i fuglenes diæt (Wanless *et al.* 2018).

For at nedbringe bifangst og udsnid af små rødspætter og genoprette rødspættebestanden i Nordsøen forbød man i 1989 fiskeri med store bomtrawlere i "rødspættekassen", et område på 38.000 km² i den sydøstlige Nordsø langs den belgiske, hollandske, tyske og danske kyst. Bomtrawlfiskeriet faldt umiddelbart efter lukningen med mere end 90 % i området, men små bomtrawlere, garnbåde og hesterejefiskere, som stadig måtte fiske i kassen, øgede gradvis deres indsats de følgende år. På trods af lukningen og i modstrid med de biologiske forudsigelser faldt rødspættefangsterne i Nordsøen, og rødspættebiomassen gik ned. De mindre rødspætters vækst gik tilbage, samtidig med at de rykkede ud af rødspættekassen til dybere vand. Det skete, selvom forekomsten af deres foretrukne fødeemner inden for kassen var uforandret eller svagt stigende. Mængden af rødspætter og andre bundfisk i kassen faldt, mens søstjerner og krabber tog over. Ændringerne var sandsynligvis forårsaget af de forandringer, der skete i økosystemet i den sydlige Nordsø i 1990'erne, forandringer, som måske hang sammen med faldende udledninger af næringsstoffer fra land og med den generelle temperaturstigning som følge af den globale opvarmning. Konklusionen på de biologiske undersøgelser var i hvert fald, at det var usandsynligt, at de observerede ændringer i det lukkede område var forårsaget af faldet i fiskeriindsatsen i området (Beare *et al.* 2013).

Et område langs den jyske vestkyst, den såkaldte "brislingekasse", var indtil 2017 lukket for brislingefiskeri i perioden fra 1. juli til 31. oktober. Brislingekassen blev oprettet for at beskytte unge sild mod at blive fanget som bifangst i industrifiskeriet efter brisling, men blev ophævet da det viste sig at der ikke længere var den store forskel i sildebifangstprocenten i og uden for kassen.

Kattegat er lukket for fiskeri med bomtrawl hele året, og derudover har Danmark i samarbejde med Sverige fået etableret en "torskekasse" i den sydøstlige del af Kattegat og den nordligste del af Øresund, figur 6.2.2. Kassen er indført for at frede de kattegattorsk, der om vinteren samler sig i området for at gyde, i håb om på den måde at redde de sidste rester af Kattegats torskebestand. Torskekassen har flyttet fiskeriet ud af de områder, hvor hovedparten af gydningen finder sted, men uden for gydesæsonen findes fiskeriet nu i områder med en større tæthed af torsk og dermed større fangstrater af torsk end før lukningen.

Lukningen af Øresund for trawlfiskeri, der blev indført i 1932, har haft stor betydning for den lokale gydebestand af torsk i sundet (Svedäng & Hornborg 2017, Lindegren *et al.* 2013). Torsken fanges stadig i et lokalt garnfiskeri og af lystfiskere, men koncentrationen af torsk er større i Øresund end i både Kattegat og Østersøen, og torskenes gennemsnitslængde er signifikant større end i naboområderne (Svedäng & Hornborg 2017). De specielle hydrografiske forskelle i Øresund kan også spille en rolle for torsken, men hvor torskebestandene nord og syd for Øresund nu er kraftigt reducerede, er torskebestanden i Øresund stadig produktiv.



Figur 6.2.2. Lukkede områder for torsk i det sydlige Kattegat. Det røde og stribede område er lukket for fiskeri hele året. I det stribede område er fiskeri dog tilladt i perioden 1. april til 31. december for både, der fisker med selektive redskaber, der minimerer torskefangst. De grønne områder er åbne undtagen i gydeperioden. I det lysegrønne område er det således kun tilladt at fiske i perioden fra 1. januar til 31. marts, hvis man bruger selektive redskaber. I det mørkegrønne område er det tilsvarende kun tilladt at fiske i perioden fra 1. februar til 31. marts, hvis man bruger selektive redskaber (BEK 979).

Fiskerilovgivningen giver også mulighed for at indføre tids- og områdespecifikke lukninger, hvis der optræder store bifangster af ungfisk, som det f.eks. var tilfældet i en del af Skagerrak i februar og marts 2021. Der har også været tidsbegrænsede lukninger af torskefiskeriet i både den østlige og vestlige Østersø for at beskytte torskene i gydesæsonen. Lukningerne i Østersøen har varieret både geografisk og sæsonmæssigt gennem årene (Eero *et al.* 2019). I øjeblikket er torskefiskeri i området øst for Bornholm forbudt hele året rundt på grund af torskebestandens dårlige status, mens området vest for Bornholm og i Bælthavet er lukket fra februar til og med april. Ifølge Eero *et al.* (2019) er det vanskeligt at identificere og lukke specifikke gydeområder for torsk i Østersøen, fordi gydningens geografiske udbredelse ændrer sig fra år til år. Det har derfor vist sig mere hensigtsmæssigt at lukke hele udbredelsesområdet for den vestlige torskebestand for fiskeri i gydesæsonen.

6.2.3 Lukkede områder i kystzonen

I kystzonen har Danmark igennem mange år haft nationalt lukkede områder for forskellige typer af fiskeri. Den oprindelige målsætning fremgår sjældent eksplicit af den lov eller forordning, der beskriver lukningen, men det ser ud, som om mange af lukningerne er blevet etableret for at afværge konflikter mellem forskellige brugere, forhindre et ikke-bæredygtigt fiskeri eller bifangst af særlig følsomme eller værdifulde arter, beskytte særlig udsatte livsstadier af fisk eller beskytte naturværdier mere generelt.

Der f.eks. forbud mod trawling i størstedelen af Øresund ([BKI 228](#)), i Århus Bugt ([BEK 413](#)) og i 29 andre kystnære områder, herunder adskillige fjorde ([LBK 366](#)), og der er forbud mod nedgarn i dele af Vadehavet ([BEK 1420](#)) og i enkelte andre kystnære områder ([BEK 505](#)).

For at sikre passage for fisk, der vandrer op i ferskvand for at gyde, er der et generelt forbud mod at fiske nærmere end 500 m fra udløb af åer, bække og indsnævringer i hav eller fjord ([BEK 769](#)). Langs Jyllands kyst er der fredningsbælter og lukkede områder i Vadehavet ([BEK 1420](#)), Nissum, Ringkøbing og Stadil fjorde ([BEK 1376](#), [BEK 1482](#)), i dele af Limfjorden og tilstødende småfjorde ([BEK 496](#), [BEK 14001](#), [BEK 934](#), [BEK 786](#), [BEK 854](#), [BEK 243](#), [BEK 351](#)), i Randers Fjord ([BEK 1409](#)), Mariager Fjord ([BEK 670](#), [BEK 9511](#)), Vejle Fjord ([BEK 163](#), [BEK 980](#)), Horsens Fjord ([BEK 898](#)), Åbenrå Fjord ([BEK 11](#)), Flensborg Fjord ([BEK 702](#)) og i Nybøl og Heilsminde Nor ([BEK 1258](#), [BEK 191](#)). Endvidere er der en række mindre områder langs kysterne af Fyn ([BEK 1481](#)), Sjælland ([BEK 781](#)), Lolland, Falster og Møn ([BEK 754](#)) samt omkring Bornholm ([BEK 1405](#)), hvor visse typer af fiskeri er forbudt. For at beskytte folkesundheden er der endvidere forbud mod fiskeri af visse arter i visse områder, f.eks. i Københavns Havn ([BEK 416](#)). Af trafikale grunde er der desuden forbud mod fiskeri foran mange havne og ud for lufthavnen i Kastrup ([BEK 135](#), [BEK 312](#)), ligesom der er forbud mod fiskeri i militære øvelsesområder under skydeøvelser ([BEK 64](#)) og i områder, hvor der kan forekomme miner ([BEK 135](#)). Endelig er der fredningstider for visse arter (helt, snæbel, gedde, laks, havørred og sorthummer m. rogn) ([BEK 1473](#)) i bestemte områder og fuldstændig lukning f.eks. for fiskeri efter ål fra 1. december til 28. februar ([BEK 717](#)). Af hensyn til bundfaunaen og for at sikre føde til vade- og andefugle (Bregnballe *et al.* 2019) er der endvidere lukket for muslingefiskeri i de lavvandede dele af Vadehavet ([BEK 532](#), [VEJ 14001](#)).

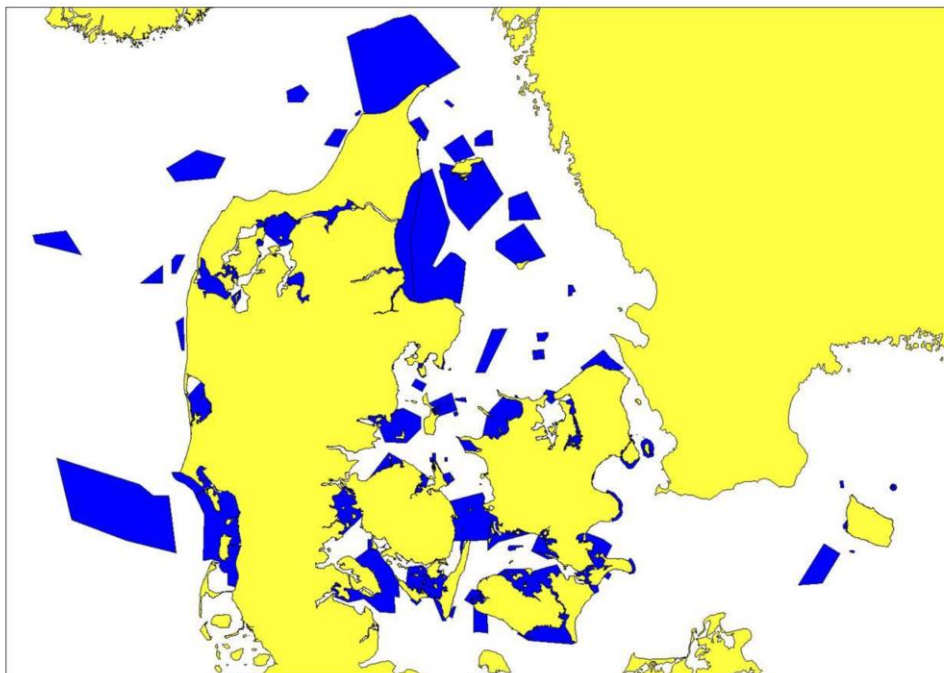
Ifølge kabelbekendtgørelsen er der forbud mod fiskeri med slæbende redskaber i en sikkerhedszone på 200 m på hver side af et søkabel eller en undersøisk rørledning ([BEK 939](#)). Undersøgelser af skotsk trawlfiskeri viser imidlertid, at der mod forventning er en relativt større fiskeriindsats i sikkerhedszonen omkring olie- og gasrørledningerne i den nordlige Nordsø end umiddelbart uden for sikkerhedszonen (Rouse *et al.* 2018). Det skyldes muligvis at olie- og gasrørledningerne tiltrækker fisk (Love & York 2005).

Fiskerikontrollen har blandt andet til opgave at undersøge, om bestemmelserne bliver overholdt i det rekreative og kommercielle fiskeri langs de danske kyster. På grund af overtrædelse af reglerne konfiskerer kontrollen hvert år omkring en fjerdedel af de redskaber, der kontrolleres. Kontrollen er imidlertid risikobaseret, og kontrolindsatsen tager udgangspunkt i aktuelle anmeldelser af ulovligt fiskeri samt i, hvor meget ulovligt fiskeri der tidligere har været i de forskellige lokalområder (Fiskeristyrelsen

2020b). Det er derfor ikke muligt at ekstrapolere resultaterne til det samlede kystnære fiskeri endsige til andre områder og tidspunkter. Ifølge Greenpeace fisker mindre trawlere, som ikke har VMS ombord, undertiden i Øresund til trods for trawlforbuddet (Greenpeace). Det er en af grundene til, at de små trawlere, der fisker i Kilen nord for Helsingør, nu skal have installeret en "black box" (BEK 2087), så man kan kontrollere, at de ikke fisker i den del af Øresund, hvor trawling er forbudt. Der findes desværre ingen videnskabelige undersøgelser af, i hvor høj grad regler og forbud overholdes langs de danske kyster og fjorde. Bortset fra muslingefiskeriet og de både, der fisker i Kilen i det nordligste Øresund, er de mindre både ikke dækket af VMS eller "black box"-systemer, så det vides ikke præcis, hvor de fisker. Så længe man ikke præcis ved, hvor stort et lyst-, fritids- og erhvervsfiskeri der foregår lokalt langs kysten, er det svært at danne sig et samlet overblik over fiskeriets påvirkning af fiskebestandene og miljøet i fjordene og de kystnære danske havområder.

6.2.4. EU's direktiver

Med vedtagelsen af EU's fugledirektiv (79/409/EEC) og EU's habitatdirektiv (92/43/EEC) forpligtede medlemsstaterne sig til inden 2004 at udpege og etablere områder, der kunne beskytte en række truede eller bevaringsværdige arter og habitater i Europa. De områder, som blev udpeget på baggrund af de to direktiver, kaldes tilsammen Natura 2000-områder og findes både på land og i havet. På havet har Danmark oprettet 97 Natura 2000-områder, som tilsammen dækker 17,7 % af Danmarks samlede havareal (Anker *et al.* 2014, se figur 6.2.4). På havet har det især drejet sig om at beskytte områder, der var vigtige for en række havfugle, sæler og marsvin, eller som indeholdt nogle af de få havbundshabitater, der er omfattet af direktiverne, herunder rev og boblerev, sandbanker på lavt vand samt sand- og mudderflader i tidevandszonen. Direktivet beskytter således ikke pelagiske habitater, stenbunde, skal- og grusbunde, lerede bunde, sandbanker på dybere vand (> 20 m), flade sandbunde, bunde med sandblandet mudder og mudderbunde, altså de havnaturtyper som findes på langt størstedelen af det danske havareal. Endvidere er det kun i en meget lille del af Natura 2000-områderne, at fiskeri eller andre menneskelige aktiviteter er blevet begrænset. Med henvisning til behovet for beskyttelse af naturtypen "1170 rev" er der lukket for trawlfiskeri på udvalgte rev og i en



Figur 6.2.4. Natura 2000-områder på havet (kilde: Fiskeristyrelsen).

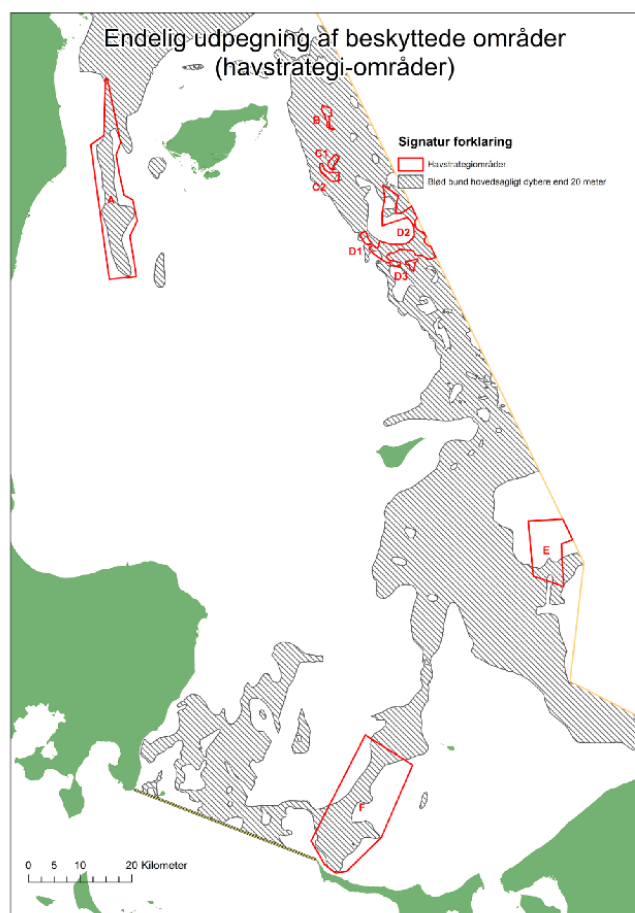
omkringliggende bufferzone i 14 Natura 2000-områder (BEK 1389). Der er desuden forbud mod garnfiskeri omkring boblerev i yderligere 5 Natura 2000-områder og omkring Hirsholmene (BEK 938) og i Vadehavet, men ellers er der ingen regler, der specifikt begrænser fiskeriet i de danske Natura 2000-områder.

I havstrategidirektivet lægges der op til, at medlemsstaterne skal etablere yderligere lukkede havområder for at beskytte havmiljøet og bevare biodiversiteten, og at nogle af disse såkaldte havstrategiområder kan være strengt beskyttede og udelukke al menneskelig aktivitet. Desværre ved man for lidt om udbredelsen af forskellige bunddyrssamfund og habitattyper i mange danske farvande til at vide, hvor det ville være mest hensigtsmæssigt at placere områderne. Ofte er der alt for langt imellem bundfaunaoprøver og geologiske transekter, til at man med rimelig sikkerhed kan udpege de mest bevaringsværdige områder (Edelvang *et al.* 2017a&b). Der er f.eks. 15 km eller mere imellem de geologiske transekter i en stor del af Nordsøen og den danske del af Østersøen omkring Bornholm, og der er kun ganske få bundprøver fra begge områder. Derfor kommer man i mange tilfælde til at beslutte lukninger uden at kende de faktiske bundforhold og bunddyrssamfund i de områder, man vil lukke.

I Kattegat kender man takket være Miljøstyrelsens monitoringsprogram NOVANA og ældre undersøgelser mere til bunddyrsfaunaen. Her har Danmark som følge af havstrategidirektivet, og efter en lang politisk proces, indsendt forslag til EU om lukning af i alt 590 km² kun lettere befiskede områder for bundtrawling i de dybere dele af Kattegat. Formålet er at beskytte bundfaunaen på den dybe bløde bund, hvor fiskeriindsatsen i bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer er høj (figur 6.2.5). For at dokumentere beskyttelsesbehovet har man indsamlet yderligere bundprøver, og de viser, at der findes en uventet stor biodiversitet i de foreslåede områder (Buur Pedersen & Deding 2017). I 258 prøver med et samlet prøveareal på 4,2 m² blev der i alt fundet 337 arter, hvoraf 37 aldrig før var observeret i Kattegat. Det er dobbelt så mange arter per prøve, som man observerer på samme areal i Nordsøen. Sverige lukkede i 2017 Natura 2000-området Bratten i Skagerrak for fiskeri med henblik på at beskytte rev og bundfauna og har indsendt forslag til EU-kommissionen om at lukke yderligere fem områder i Kattegat. Som et led i MSC-certificeringen af jomfruhummerfiskeriet i Kattegat og i samarbejde med WWF vedtog Danmarks Fiskeriforening desuden at lukke for trawlfiskeri efter jomfruhummer i nogle områder omkring Læsø. Det er ikke undersøgt, hvor effektive disse lukninger har været.

Den øgede forståelse af behovet for at bevare havenes biodiversitet og offentlighedens umiddelbare accept af lukkede områder som forvaltningsredskab gør det sandsynligt, at lukkede områder i stadig stigende omfang vil blive brugt i havmiljøforvaltningen. Det er som sagt et krav i havstrategidirektivet, at der bliver oprettet et sammenhængende og tilstrækkeligt stort netværk af lukkede områder, og EU-Kommissionen har i sin biodiversitetsstrategi foreslået, at mindst 30 % af EU's havareal skal være lukket for visse aktiviteter i 2030, og at 10 % af havarealet samme år skal være fuldstændig lukket for al menneskelig aktivitet inklusive fiskeri (EU 2020a). Kommissionen forventes at nå til enighed med medlemsstaterne om kriterierne og vejledningen for yderligere udpeging af lukkede områder inden udgangen af 2021.

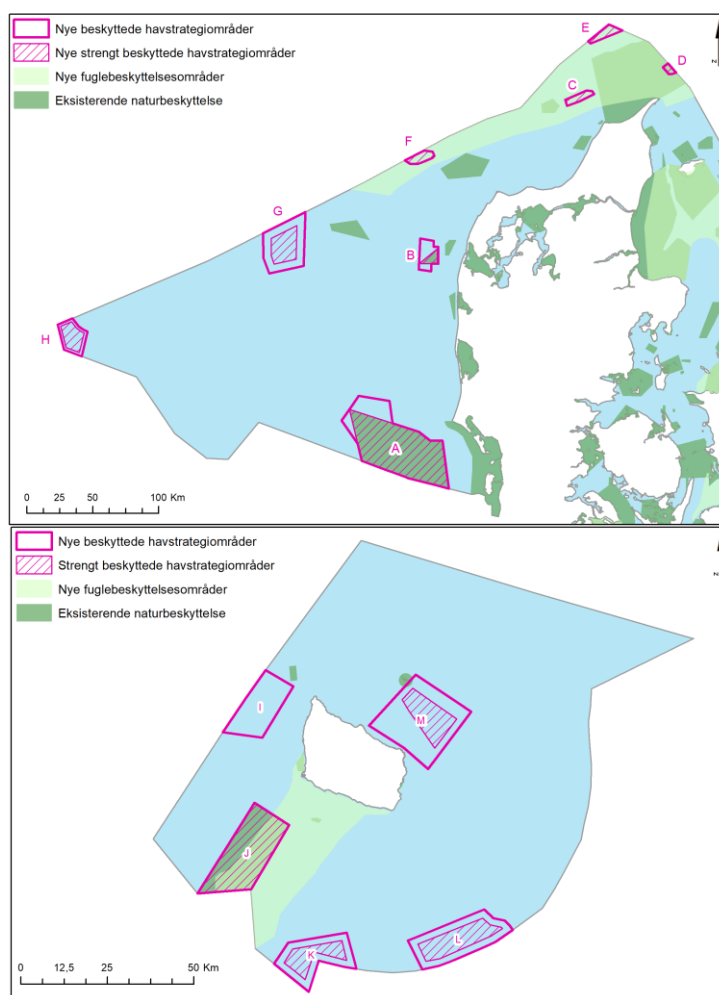
I midten af marts 2021 offentliggjorde Danmarks Naturfredningsforening og Danmarks Fiskeriforening et fælles forslag om oprettelse af områder, der skal være strengt beskyttet mod enhver form for erhvervmæssig udnyttelse - herunder fiskeri - i den danske del af Nordsøen, Skagerrak og havområdet omkring Bornholm. Det skete på baggrund af det overordnede mål i EU's forslag til biodiversitetsstrategi om at lukke 10 % af havområdet for al menneskelig udnyttelse og havstrategidirektivets krav om oprettelse af lukkede havområder. Forslaget er ment som et indspil til arbejdet med den kommende danske havplan. Aftalen er beskrevet nærmere i et fælles forståelsespapir (DN & DF 2021) og dækker oprettelsen af i alt 26 områder med urørt hav, hvoraf det største er på 1.547 km² og ligger i den sydlige del af den danske Nordsø. Områderne er udvalgt, så de tilsammen dækker lidt over 10 % af arealet i både Nordsøen/Skagerrak og i Østersøen omkring Bornholm, og så de, ud fra den meget begrænsede viden man har i dag, rummer forskellige havnaturtyper på forskellige vanddybder. For at mindske randeffekter er næsten alle områderne større end 100 km². En del af områderne fungerer allerede som



Figur 6.2.5. Områder i Kattegat som er udpeget til lukning for trawlfiskeri i forbindelse med implementeringen af Havstrategidirektivet (Buur Pedersen & Deding 2017).

Natura 2000-områder og er rimelig godt undersøgt, men har ikke fisk eller bunddyr som en del af udpegningsgrundlaget. Det indgår i aftalen, at der skal etableres en effektiv overvågning af lukningerne og en monitoring af udviklingen i områdernes biodiversitet og biologiske status. Parterne ønsker endvidere, at der skal udpeges et område på 40 km² med dyb blød mudderbund i Natura 2000-området "Skagens Gren", der skal tjene som videnskabeligt referenceområde og bruges til at undersøge, hvilken effekt det kan få at lukke et område i denne naturtype, som har været intensivt påvirket af fiskeri over en årrække. Hvis det kan påvises, at lukningerne vil give enkelte fiskere store økonomiske problemer, vil parterne anbefale politikerne, at der bliver etableret en målrettet støtte til erhvervet med fokus på en bæredygtig omstilling af fiskeriet.

I slutningen af marts 2021 sendte Miljøministeriet et forslag om oprettelse af nye marine fuglebeskyttelsesområder og nye havstrategiområder i høring ([Havstrategiområder](#)). Forslaget omfatter 13 nye havstrategiområder i Nordsøen, Skagerrak og Østersøen omkring Bornholm, hvoraf de 12 vil være strengt beskyttede og omfattet af et totalforbud mod fiskeri (figur 6.2.6). De strengt beskyttede områder dækker ca. 4,1 % af det danske havområde. Desuden skal der oprettes 6 nye fuglebeskyttelsesområder. Dermed vil ca. 30 % af det danske havareal ligge i et område, som på den ene eller anden måde er beskyttet. Forslaget skal ses som en del af den danske havplan, der ligeledes er sendt i høring. En del af de foreslåede områder genfindes i Fiskeriforeningens og Naturfredningsforeningens forslag, som dog omfatter dobbelt så mange områder og vil lukke 10 % af arealet for fiskeri ligesom det er intentionen i EU-kommissionens biodiversitetsstrategi.



Figur 6.2.6. Miljøministeriets forslag til havstrategiområder i Nordsøen, Skagerrak og området omkring Bornholm (kilde: Miljøministeriet).

6.2.5. Havplanen

Vedtagelsen af EU-direktivet om maritim fysisk planlægning og den deraf følgende danske havplanlov (LBK 400) fra 2016 kan fremover få stor betydning både for fiskeriet og for havmiljøet. Ifølge loven skal der laves en dansk havplan for at fremme koordineringen af en bæredygtig anvendelse af de danske havarealer. Det første havplanforslag blev offentliggjort og sendt i 6 måneders høring i slutningen af marts 2021. Det er tanken, at den endelige plan skal vedtages og træde i kraft inden udgangen af 2021 og gælde i 10 år.

Havplanen fastsætter rammebetingelserne for de maritime erhverv og afgrænser, hvilke havområder der f.eks. kan bruges til havvindmølleparker, olie- og gasindustri, CO₂-lagring, søtransport, akvakultur, fiskeri og indvinding af råstoffer, og hvilke der skal anvendes til natur- og miljøbeskyttelse. Havplanen findes dels i digital form med kort og beskrivelser af de aktiviteter, der kan finde sted i de forskellige områder (se [Danmarks havplan](#)), dels som en overordnet havplanredegørelse, som forklarer regeringens intentioner med planen (Søfartsstyrelsen 2021a).

Havplanforslaget reserverer ikke specifikke områder til fiskeri, og det virker overordnet set, som om fiskeriet og fritidsinteresserne har spillet en mindre betydningsfuld rolle under udarbejdelsen af forslaget, for der er ikke som for de andre industrier udlagt specifikke områder, hvor de har fortrinsret.

Ingen af de traditionelle fiskepladser, hvor størstedelen af fiskeriet er koncentreret, er således blevet reserveret til fiskeri. Ifølge forslaget må der til gengæld fortsat fiskes frit overalt, hvor reglerne i øvrigt tillader det, inklusive i de områder der afsættes til andre aktiviteter. Det område, der kan anvendes til nye olie- og gasprojekter, bliver fremover mindre, men der udlægges store områder til råstofudvinding og til vedvarende energi og CO₂-lagring.

Det foreslås samtidig, som beskrevet ovenfor, at der etableres nye natur- og miljøbeskyttelsesområder, både fuglebeskyttelsesområder og beskyttede og strengt beskyttede havstrategiområder, hvor fiskeri er forbudt. Det pointeres dog i redegørelsen for havplanen, at der ikke nødvendigvis er gennemført analyser af, hvorvidt de udpegede områder rent faktisk vil kunne anvendes til de tænkte formål, herunder om der er miljømæssige konsekvenser, der kan vanskelig- eller umuliggøre dette. Der er foretaget en overordnet miljøvurdering af den samlede havplan, som peger på enkelte potentielle problemer, men som konkluderer, at planen på mange områder ikke vil have umiddelbare negative miljøkonsekvenser, blandt andet fordi den endnu ikke indeholder konkrete tiltag og projekter, som kan miljøvurderes (Søfartsstyrelsen 2021b).

Der er store økonomiske og naturmæssige interesser i spil i havplanen, og man kan frygte, at det vil blive vanskeligt at få de forskellige interessenter til at indgå de nødvendige kompromisser, når de udpegede områder til dels overlapper hinanden, når de konkrete konsekvenser endnu er vage eller ukendte, og når det ikke er specificeret, hvor meget man maksimalt kan udvide intensiteten i de nuværende aktiviteter i den første 10-årige periode, som planen skal dække. Selvom miljøvurderingen af planen (Søfartsstyrelsen 2021b) hviler på nogle overordnede scenarier for udviklingen i den kommende planperiode (Søfartsstyrelsen 2021c), er det fremtidige aktivitetsniveau således usikkert. Det nævnes f.eks., at en kunstig energi-ø på 70 ha etableret på 3-4 år og anlagt på 40 m vanddybde vil kræve op til 100 millioner m³ råstoffer, hvad der i runde tal svarer til en firdobling af den nuværende råstofindvinding i konstruktionsperioden. Miljøkonsekvenserne kan blive store, hvis de enkelte aktører får lov til at forøge deres aktiviteter og lægge beslag på mest muligt af det område, de hver især er blevet tildelt i den første 10-årige planperiode, for at undgå at de områder, de evt. ikke har brugt i den første periode, bliver overdraget til andre formål i den efterfølgende planperiode.

6.3. Økocertificering

Formålet med økocertificering er at synliggøre de forskellige fiskeriers miljøskånsomhed, miljøpåvirkning og bæredygtighed over for forbrugerne i det håb, at det vil føre til en stigende efterspørgsel og en højere pris på fiskeprodukter, der stammer fra miljøskånsomme og bæredygtige fiskerier, således at det samlede fiskeri ændrer sig i en bæredygtig retning.

Blandt de mange certificeringsordninger, der findes for vildfanget fisk, er Marine Stewardship Councils (MSC) certificeringsordning er en af de mest populære. I 2019-20 certificerede MSC 14,7 millioner tons af fangsterne på verdensplan, svarende til 15 % af den samlede fangst (MSC 2020). MSC-certificering sikrer ifølge MSC, at fiskeriet efter de vigtigste målarter er bæredygtigt, at fiskeriets samlede naturpåvirkning er tilpas lille og ikke fører til irreversible miljøændringer, og at forvaltningen af fiskeriet er effektiv og troværdig. Med undtagelse af dele af det kystnære fiskeri, som ikke mente at MSC mærket ville give dem tilstrækkelig synlighed i markedet (Autzen & Hegland, 2021), er langt størstedelen af det danske fiskeri nu blevet MSC-certificeret. For at støtte og fremme kystnært fiskeri med skånsomme redskaber introducerede fødevareministeriet i slutningen af 2020 en ny mærkningsordning, "NaturSkånsom".

Frivillige certificeringsordninger virker kun, hvis fiskeriet i et eller andet omfang belønnes for at bruge mærket. Hvor kystfiskerne under "NaturSkånsom" ordningen ofte samtidig kan få tildelt ekstra kvoter via Kystfiskerordningen, fordi de fisker kystnært med skånsomme redskaber, kan MSC's ambition om at fremme bæredygtighed og miljøskånsomhed kun realiseres, hvis markedet gør det attraktivt for fiskerne at lade sig certificere. Det kræver både, at markedet vil betale en højere pris for et certificeret produkt end for et ikke-certificeret, og at regler og kontrol ikke gør det for besværligt eller dyrt at fiske.

Økocertificering bliver derfor ofte et kompromis mellem de økonomiske realiteter og den optimale minimering af miljøpåvirkningen. Det har vist sig det kompromis ofte kan føre til kontroverser om miljøstandarder, transparens og effektivitet i økocertificeringsordninger (Wijen & Chiroleu-Assouline 2019).

For opdrættet fisk er der to andre mærker, Ø-mærket og ASC (Aquaculture Stewardship Council). EU forlanger, at opdrættet af Ø-mærkede fisk skal opfylde en række krav. Myndighederne skal f.eks. kontrollere, at fiskene udelukkende får økologisk foder, og det er derfor kun opdrætsfisk og ikke vildfisk, der kan Ø-mærkes. Desuden er der krav om, at fiskene har mere plads end i konventionelle dam- og havbrug, at der er et højt iltindhold i vandet, og at udledning af forurenende stoffer og brug af medicin minimeres. ASC-mærket bygger på en række artsspecifikke standarder, der er udviklet med henblik på de krav de forskellige opdrætsarter stiller til deres miljø. Fisk og skaldyr, som er ASC-mærkede, er ligesom de Ø-mærkede fisk vokset op i miljøvenlige dambrug og har mere plads end i konventionelle dambrug, men der er ikke krav om, at de kun fodres med økologisk foder.

6.3.1. MSC

Marine Stewardship Council (MSC) blev grundlagt i 1997 af WWF Verdensnaturfonden og Unilever. I dag er MSC en uafhængig privat nonprofit organisation, som har til formål at certificere bæredygtigt fiskeri. MSC's standard for bæredygtighed bygger på FAO's Code of Conduct for Responsible Fishing, anbefalingerne fra Global Sustainability Initiative og relevante ISO-standarder. MSC er desuden medlem af ISEAL, en international alliance der skal styrke bæredygtigheds-certificering.

MSC's bæredygtighedsstandard bygger på tre hovedprincipper:

Princip 1: Bæredygtigt fiskeri på målartern: Fiskeriet skal foregå på en måde, så det ikke fører til overfiskeri og nedfiskede bestande. Hvis bestande nedfiskes til et niveau, hvor deres naturlige produktivitet er reduceret, skal fiskeriet forvaltes, så det bevisligt fører til bestandenes genopbygning.

Princip 2: Minimering af økosystempåvirkning: Fiskeriet skal drives på en måde, så det økosystem (samt habitater og økologisk forbundne arter), det er afhængigt af, bevarer sin struktur, produktivitet, funktion og biologiske mangfoldighed.

Princip 3: Effektiv forvaltning: Fiskeriet skal forvaltes effektivt i overensstemmelse med alle lokale, nationale og internationale love og standarder, og under et institutionelt og operationelt forvaltningssystem, som sikrer en ansvarlig og bæredygtig udnyttelse af ressourcen.

For at gøre de tre hovedprincipper operationelle udmønter MSC dem i 28 specifikke kriterier. For hvert kriterie er der lavet en vejledning, som nøje specificerer, hvad der skal til, for at kriteriet er opfyldt. De specifikke kriterier og vejledninger fremgår af MSC's certificeringsmanual, som kan downloades fra deres internationale hjemmeside (www.msc.org). Det vil føre for vidt at nævne alle kriterierne her, men i lettere forkortet udgave kræver princip 1 følgende af et bæredygtigt fiskeri:

- 1) at målartens gydebiomasse med stor sandsynlighed er over den grænse, hvor rekrutteringen påvirkes negativt, og at der er fastlagt referencepunkter for fiskeridødelighed, som sikrer dette;
- 2) at der er vedtaget et mål for fiskeridødeligheden, som resulterer i en bestandsstørrelse i overensstemmelse med MSY, fastlagt under hensyntagen til miljøsvingninger og bestandens økologiske rolle;
- 3) at nedfiskede bestande genopbygges over et tidsrum, som typisk er kortere end to generationstider;
- 4) at der findes en forvaltningsplan, som med rimelighed kan forventes at opfylde forvaltningsmålene, og at planen er gennemtestet og robust over for usikkerhed;

- 5) at forvaltningsplanen indeholder forud aftalte forvaltningstiltag, som, under behørig hensyntagen til usikkerheden i bestandsvurderingen, effektivt sikrer at forvaltningsmålene nås;
- 6) at der er et overvågningssystem på plads, som leverer den information om bestandens og fiskeriets aktuelle situation, der er nødvendig for at sikre, at forvaltningsplanen kan realiseres;
- 7) at bestandsvurderingerne underkastes regelmæssige kvalitetsvurderinger og tager hensyn til usikkerhed og til bestandens biologi.

Tilsvarende kræver opfyldelse af princip 2:

- 1) at alle bifangstarter, som landes sammen med målarten, med stor sandsynlighed befinder sig inden for biologisk sikre grænser, samt at der er forvaltningstiltag og monitorering på plads, der sikrer dette;
- 2) at fiskeriet ikke strider mod nationalt og internationalt vedtagne bevaringsregler for truede eller beskyttede arter eller medfører uacceptable direkte eller indirekte påvirkninger af disse, samt at der i relation til truede eller beskyttede arter er vedtaget og implementeret en troværdig forvaltningsstrategi, som bygger på en løbende overvågning;
- 3) at det er usandsynligt, at fiskeriet vil påvirke habitatets struktur og funktion på en måde, som kan medføre alvorlig eller irreversibel skade, og at dette sikres gennem en troværdig forvaltningsstrategi og gennem et godt kendskab til og løbende overvågning af habitatene i det område, hvor fiskeriet foregår;
- 4) at fiskeriet med stor sandsynlighed ikke påvirker det underliggende økosystems struktur og funktion på en måde, der vil medføre alvorlig eller irreversibel skade, og at der for at sikre dette er implementeret en troværdig forvaltningsstrategi, som bygger på al tilgængelig information, og som begrænser fiskeriets påvirkning, hvis den bliver for stor;
- 5) at der er tilstrækkelig med information og viden til at sikre, at fiskeriets reelle påvirkning af økosystemet er kendt.

Endelig stiller opfyldelse af princip 3 krav til regler og love, klare korttids- og langtidsmålsætninger, incitamentet som fremmer bæredygtigt fiskeri, løbende monitorering, overvågning og kontrol, få overtrædelser af reglerne og passende sanktioner hvis det sker, forskning og udvikling i relation til fremme af fiskeriets bæredygtighed og forvaltning, samt regelmæssig evaluering af monitoringsindsats og forvaltning.

Der er ofte en vis usikkerhed i bedømmelsen af et fiskeri, og tit kan der mangle væsentlige oplysninger, f.eks. om omfanget af bundpåvirkning, bifangst eller udsmid. Vurderingen af hvert bæredygtighedskriterie bygger på en vurdering af sandsynligheden for opfyldelse og udtrykkes på en skala fra 0 til 100. En score på 60 repræsenterer det absolut mindste niveau, der er acceptabelt, en score på 80 svarer til det bedste internationale niveau, og en score på 100 til næsten perfekt. Hvis blot et enkelt af de i alt 28 kriterier scorer under 60, kan fiskeriet ikke certificeres, og hvis enkelte af de 28 kriterierne scorer mellem 60 og 80, kan fiskeriet kun certificeres, hvis den gennemsnitlige score for kriterierne inden for hver af de tre overordnede principper er 80 eller derover. For de kriterier, der scorer mellem 60 og 80, vil der derudover typisk blive stillet specifikke ekstra betingelser f.eks. om yderligere dataindsamling, som skal opfyldes i løbet af den 5-årige periode som certificeringen er gyldig, så man kan sikre at der sker forbedringer.

Selve certificeringen varetages af et uafhængigt akkrediteret certificeringsfirma, som typisk nedsætter et bedømmelsespanel bestående af anerkendte fiskeriekspertes, der bedømmer fiskeriet og skriver en offentligt tilgængelig certificeringsrapport. Rapporten gennemgår en uafhængig fagfællebedømmelse og sendes til høring blandt interessenterne, inden den godtages. For at sikre, at der ikke sker en opblanding med fisk fra ikke-certificerede fiskerier, kræver MSC endvidere, at fangsten kan spores fra båd til bord. MSC har derfor etableret en såkaldt Chain of Custody-certificering, som fiskeriet også skal

opfylde, før det kan godkendes. Hele certificeringsprocessen er transparent, og alle dokumenter og sagsakter offentliggøres på MSC's hjemmeside. Interessenter kan gøre indsigelse til en uafhængig klageinstans, hvis de ikke mener, at certificeringen har fulgt MSC's regler og procedurer.

Fiskerier, som opfylder certificeringskravene, har tilladelse til at bruge MSC's mærke i forbindelse med salg af ferske fisk og fiskeprodukter i en 5-årig periode. Når den 5-årige certificeringsperiode er slut skal de igennem en ny certificering for at få lov til fortsat at bruge mærket. For de kriterier, hvor fiskeriet kun scorer mellem 60 og 80, stilles der krav om, at bæredygtigheden aktivt skal forbedres til mindst 80 i løbet af den 5-årige periode. Fiskeriet gennemgår årlige inspektioner for at sikre, at det stadig overholder certificeringskravene og lever op til planmæssigt at gennemføre de aftalte forbedringer. Hvis det ikke sker, kan fiskeriets brug af MSC's mærke blive suspenderet, indtil processen igen er på ret køl. Yderligere informationer og rapporter om MSC's certificeringsproces og konkrete vurderinger af fiskerierne kan findes på MSC's hjemmeside.

Danmarks Fiskeriforening besluttede for en del år siden, at alle danske erhvervsfiskerier skulle være MSC-certificerede og mere end 90 % af de danske landinger stammer nu fra MSC-certificerede fiskerier (tabel 6.3.1). Dækningen svinger dog fra år til år i takt med størrelsen af kvoterne i de forskellige fiskerier og bestandssituationen. Før en egentlig certificering sættes i gang, kan et fiskeri bede om en fortrolig forundersøgelse. Blandt de danske fiskerier og målarter, der har været forundersøgt, finder man blæksprutte, havgalt, havkat, helleflynder, hestemakrel, krabbe, laks, lyssej, pighvar, rødtunge, skrubbe, skærising, slethvarre, stenbider og taskekrabbe i indre danske farvande.

For mange af de danske fiskerier, der er blevet certificeret, er der blevet stillet krav om forbedrede oplysninger om bifangsten, og fiskerierne skal selv føre logbog over bifangst af særlig beskyttede eller truede arter, såsom marsvin, sæler, pighaj, skade, stør og majsild/stavsild. I forbindelse med MSC-certificeringerne har Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (DFPO) i 2010 vedtaget et kodeks for dansk fiskeri med konkrete handlingsanvisninger og regler (se [Kodeks for fiskeriet](#)). Det vedtagne kodeks skal overholdes af alle fartøjer, der vil gøre brug af DFPO's MSC-certifikater. MSC har desuden suspenderet certificeringen af en række fiskerier. Det drejer sig dels om fiskerier, hvor bestandssituationen p.t. er dårlig, f.eks. torsk i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og den østlige Østersø samt sild i Skagerrak, Kattegat og Østersøen, og dels om fiskerier, hvor man ikke internationalt har kunnet enes om en overordnet forvaltningsplan, f.eks. makrel og Atlantoskandisk sild. Der er også arter, f.eks. ål, hvor bestandssituationen er så dårlig, at MSC-certificering ikke kan komme på tale inden for en overskuelig årrække. Tabel 6.3.1 viser en oversigt over MSC-certificerede og -suspenderede danske fiskerier.

Kritik af MSC

MSC mærket har været kritiseret for ikke at være tilstrækkelig miljø- og klimavenligt og for ikke at tage sociale hensyn (se f.eks. Jaquet *et al.* 2010, Bush *et al.* 2013, Opitz *et al.* 2016, Bailey *et al.* 2018, Kourantidou & Kaiser 2019). Mærket gælder således kun bæredygtigheden under havoverfladen og ikke fiskeriets energiforbrug og CO₂-udledning eller de sociale og arbejdsrelaterede forhold i fiskeriet og fiskeindustrien. Fordi MSC bygger på overholdelsen af et bæredygtighedskriterie, kan fiskerier, der anvender bomtrawl eller andre ikke specielt miljøskånsomme fangstredskaber, godt blive certificeret, hvis blot fiskeriet er så begrænset, at det er meget usandsynligt, at det gør skade på de bestande det fisker på, og de økosystemer, det påvirker. Mange miljøorganisationer mener, at MSC ikke beskytter overfiskede bestande tilstrækkelig godt, og især at MSC ikke tager princip 2 om fiskeriets økologiske påvirkning tilstrækkeligt alvorligt (se f.eks. Various 2018). F.eks. anføres det tit, at MSC tager alt for let på bifangster og på bundslæbende redskabers negative påvirkning af havbundens dyre- og planteliv. De formelle protester, der har været over specifikke MSC-certificeringer, er desuden ofte blevet afvist, tilsyneladende fordi mange af klagerne har fokuseret på den videnskabelige bedømmelse af fiskeriets økologiske påvirkning, mens MSC's klagesystem først og fremmest fokuserer på, om MSC's formelle vurderingsregler har været overholdt (Christian *et al.* 2013, Brown *et al.* 2016). Endvidere kritiseres MSC for hovedsagelig at have certificeret de store industrialiserede fiskerier og for at have forsømt de

mindre fiskerier i udviklingslandene og til dels også i den rige del af verden. Det kan blandt andet skyldes, at mange mindre fiskerier mangler de nødvendige data, ikke er underkastet en effektiv forvaltning eller mangler de økonomiske midler til at betale for en MSC-certificering (se f.eks. Pérez-Ramírez *et al.* 2016). Men det kan også, som i Danmark, skyldes at det kystnære fiskeri ikke syntes at MSC-certificering kunne give dem tilstrækkelig opmærksomhed på et marked som allerede var domineret af MSC-certificerede produkter og derfor som et gratis alternativ valgte at medvirke til at udvikle NaturSkånsom-mærket (Autzen & Hegland 2021),

MSC og andre mener, at store dele af kritikken er uberettiget (f.eks. Kaiser & Hill 2010, Hilborn & Cowan 2010, Guitierrez *et al.* 2012), blandt andet fordi MSC løbende har justeret og præciseret sin standard (Agnew *et al.* 2014). MSC regnes i dag for at være det bedst dokumenterede transparente certificeringssystem for fiskeprodukter og har på mange måder været en succes. Mange fiskerier har mindsket deres miljøpåvirkning for at kunne blive certificeret af MSC eller har forbedret deres score i certificeringsperioden som følge af de krav, MSC har stillet (Martin *et al.* 2012, Travaille *et al.* 2019, MSC 2020). MSC-certificerede fiskeprodukter opnår ofte større efterspørgsel og højere priser end ikke-certificerede produkter og har en længere hyldetid, hvor de er salgbare. Hvis fangstmængden er tilstrækkelig stor, kan den højere pris betale for de udgifter, der er forbundet med certificeringen (Jaffry *et al.* 2016, Sogn-Grundvåg *et al.* 2019).

6.3.2. NaturSkånsom

Det danske fødevarerministerium har for nylig introduceret mærket "NaturSkånsom" til fisk, der er fanget kystnært af både under 17 m, som fisker med redskaber som tejner, nedgarn, snurrevod, kroge og pelagisk trawl, der ikke påvirker bunden i væsentlig grad. Desuden skal 80 % af fangstturene vare mindre end 48 timer, og skipper skal have gennemført et 2-dages kvalitetskursus, så fisken kan behandles og opbevares på en måde, som sikrer høj fødevarer kvalitet og friskhed. Mærket må kun bruges på fangst af arter, der forvaltes bæredygtigt (se [Bek 1456](#), bilag 3). Det omfatter fiskeri efter arter, som ifølge ICES-rådgivningen bliver forvaltet ud fra MSY-kriterier, og for hvilke der er vedtaget en troværdig forvaltningsplan. Bekendtgørelsen giver dog ministeren mulighed for at dispensere fra dette krav på baggrund af rådgivning fra en anerkendt fiskeriforskningsinstitution i de tilfælde, hvor der måtte mangle en ICES-rådgivning og en forvaltningsplan.

Mærket skal give forbrugerne mulighed for at vælge fisk fra fiskerier med en god miljøprofil og samtidig bidrage til vækst og udvikling af kystfiskeriet fra de mindre havne og de små landingspladser. Mærkningsordningen blev lanceret i starten af november 2020, og det er derfor for tidligt at sige, hvordan den kommer til at virke i praksis, og i hvor høj grad den kan sikre et miljøskånsomt fiskeri.

Kritik af "NaturSkånsom"

Der er, som i andre fiskerier, meldepligt om afgang, ankomst og landing for alle logbogspligtige fartøjer, så Fiskeristyrelsen kan kontrollere fangstrestens varighed og den fangst, der landes. Men der er f.eks. ingen krav om, at små fartøjer under 12 m alle skal bruge VMS, AIS, "black box" eller lignende, så man kan fastslå hvor fiskeriet er foregået. Det er derfor vanskeligt at vurdere fiskeriets miljøpåvirkning.

"NaturSkånsom" fremmer ligesom MSC-mærket kun i begrænset omfang videreudvikling af skånsomme fiskerimetoder og brug af "best practise" på miljøområdet med hensyn til overvågning, redskabsvalg og naturbevarelse. Der er der ingen krav om, at bådene skal indrapportere bifangster, have installeret et kamera til overvågning af fangsten til havs, eller regelmæssigt have observatører ombord til monitorering af omfanget af bifangster og udsnid af beskyttede eller truede fiskearter eller af havfugle og marsvin. Der er heller ingen yderligere påbud om brug af pingere på nedgarn og ingen regler om, at garn, ruser og tejner skal være konstrueret af bionedbrydeligt materiale og/eller mærket med en GPS-sender, så spøgelsesfiskeri og plastikforurening kan minimeres. "NaturSkånsom"-mærket siger, ligesom MSC-mærket, heller ikke noget om fiskeriets CO₂-udledning.

Tabel 6.3.1. MSC-certificerede danske fiskerier (maj 2021).

Certificeret af	Målar/bestand	Redskab	Sidst certificeret i år	Landing i tons 2015-18
Danmarks Pelagiske Producent Organisation <u>SPSG, DPPO, PFA, SPFPO & KFO Atlanto-Scandian purse seine and pelagic trawl herring</u>	Atlantoskandisk sild	Not, pelagisk trawl	2016 Tilbagetrukket	13.618
Danmarks Pelagiske Producentorganisation & Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>PFA, SPSG, SPFPO, DFPO and DPPO North Sea Herring</u>	Nordsø-sild	Pelagisk trawl	2017	122.498
Danmarks Pelagiske Producentorganisation & Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>Denmark, Estonia, Germany, Sweden Baltic herring and sprat</u>	Østersø-sild og -brisling	Not, pelagisk trawl	2020	29.593
Danmarks Pelagiske Producentorganisation & Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO, DPPO and SPFPO Skagerrak, Kattegat and Western Baltic Herring Fishery</u>	Sild i Skagerrak, Kattegat og vestlig Østersø	Garn, bundtrawl, pelagisk trawl, not	2016 p.t. suspenderet	5.213
Danmarks Pelagiske Producentorganisation <u>MINSA North East Atlantic mackerel</u>	Makrel i Nordøstatlantien	Not, pelagisk trawl	2016 p.t. suspenderet	25.8347
Danmarks Pelagiske Producentorganisation <u>PFA, DPPO, KFO, SPSG & Compagnie des Pêches St Malo Northeast Atlantic blue whiting Pelagic Trawl</u>	Blåhvilling i Nordøstatlantien	Pelagisk trawl	2016	53.610

Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>Joint demersal fisheries in the North Sea and adjacent waters</u>	Kuller, sej, kulmule, lange, brosme, glashvarre, tunge, rødspætte, jomfruummer, dybvandsreje i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	Bundtrawl, skotsk snurrevod, snurrevod, nedgarn, langline, bomtrawl	2019	37.393
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>Joint demersal fisheries in the North Sea and adjacent waters</u>	Torsk i Nordsøen og Skagerrak, Hvilling i Nordsøen	Bundtrawl, skotsk snurrevod, snurrevod, nedgarn, langline, bomtrawl	2019 p.t. suspenderet	9.619
Danmarks Pelagiske Producentorganisation & Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO and DPPO North Sea, Skagerrak and Kattegat sandeel, sprat and Norway pout</u>	Tobis, brisling og sperling i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	Not, trawl	2017	397.090
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO Denmark Eastern Baltic cod</u>	Torsk i den østlige Østersø	Nedgarn, langliner, bundtrawl	2011 Tilbagetrukket	
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO Kattegat and Baltic plaice</u>	Rødspætte i Kattegat og Østersøen	Nedgarn, snurrevod, bundtrawl	2015 Tilbagetrukket (Rødspætte i Kattegat er stadig certificeret)	
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO Inner Danish Waters blue shell mussel</u>	Blåmusling i indre danske farvande	Muslingeskraber	2017	23.808
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO Limfjord mussel and cockle fishery</u>	Blåmusling og hjertemusling i Limfjorden	Muslingeskraber	2015	22.392
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>DFPO Limfjord oyster dredge</u>	Østers i Limfjorden	Østersskraber	2012	156

Vilsund Blue a/s <u>Limfjord blue shell mussel (rope grown)</u>	Blåmusling på reb i Limfjorden		2012	1.350
Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation <u>North Sea Brown Shrimp</u>	Hestereje i Nordsøen	Bomtrawl og bundtrawl	2017	2.316

7. Sammenfatning og konklusion

Dansk fiskeri er underlagt EU's fælles fiskeripolitik og skal grundlæggende foregå under hensyntagen til en lang række internationale miljøaftaler, direktiver og konventioner. Bæredygtighed og miljøskånsomhed indgår f.eks. som vigtige elementer i EU's fælles fiskeripolitik, ved miljøcertificering af fiske- og skaldyrprodukter og i EU's Havstrategidirektiv, som indeholder en overordnet beskrivelse af, hvad der skal forstås ved god miljøtilstand i relation til biodiversitet, biologisk bæredygtig udnyttelse, havets fødenet og havbundens naturtyper, dyre- og planteliv.

Dansk fiskeri kan deles op i et erhvervsfiskeri, som i 2019 landede omkring 639 tusind tons fisk og skaldyr til en værdi af 3,3 milliarder kroner, og et rekreativt fiskeri, hvor der i 2019 blev udstedt omkring en kvart million fisketegn, men hvis fangster for næsten alle bestande er ubetydelige i sammenligning med erhvervsfiskeriets. Det pelagiske erhvervsfiskeri efter sild, brisling og makrel stod for halvdelen af landingerne i 2019, mens tobisfiskeriet, som i tidligere år har været vigtigt, var begrænset af lave tobisforekomster og restriktive kvoter. I det resterende fiskeri var det bundtrawlfiskeriet efter torsk, rødspætte og blandet konsum, jomfruhummerfiskeriet, rejefiskeriet, nedgarnsfiskeriet efter torsk, rødspætte og tunge samt muslingefiskeriet, som var de vigtigste. For de små fartøjer under 10 m (8 m i Østersøen), som kun stod for 0,5 % af landingerne, var det især nedgarnsfiskerierne efter torsk, rødspætte og stenbider, der var vigtige.

Fiskeriets påvirkning af de vigtigste kommercielt udnyttede fiskebestande bliver årligt vurderet af Det Internationale Havundersøgelsesråd (ICES), og vurderingerne viser, at fiskeridødeligheden (den andel af gennemsnitsbestanden der årligt fjernes) generelt set er faldet med 50 % eller mere over de sidste 20 år. Alligevel er fiskeriet stadig for intensivt til at være bæredygtigt for en fjerdedel af de undersøgte bestande. I relation til havstrategidirektivets deskriptor 3, som omhandler de kommercielt udnyttede bestande, må status for omkring halvdelen af de vurderede bestande betegnes som "ikke god".

Både bestands- og størrelsessammensætning bliver påvirket af fiskeri, og for fiskenes vedkommende er andelen af store fisk i fangsten faldet over en længere årrække. Fiskeriet har samtidig vist sig på længere sigt at kunne ændre arveegenskaberne i intensivt udnyttede fiskebestande, så fiskene bliver tidligere kønsmodne. En sådan ændring giver alt andet lige give en mindre bæredygtig fangst, og den vil formodentlig være vanskelig og tidskrævende at tilbageføre.

Der laves ikke bestandsanalyser for de kommercielt set mindre betydningsfulde bifangstarter af fisk og skaldyr. Det kan ikke udelukkes, at fiskeridødeligheden for nogle arter er betydelig, men samtidig ser nogle af de rokke- og hajarter, der har en livshistorie, som burde gøre dem meget følsomme for fiskeri, nu ud til at være i fremgang. Desværre findes der ikke en selvstændig regelmæssig overvågning af bestandsudviklingen af de følsomme arter og ingen vedtagne forvaltningsprocedurer som effektivt kan forhindre, at de ender som kritisk truede på diverse rødlistor. Kombinationen af klimaændringer og fiskeripåvirkning kræver en øget opmærksomhed og forsigtighed, hvis de følsomme arters fremtidige beståen skal sikres.

I mange fiskerier bliver en væsentlig del af fangsten smidt over bord igen, enten fordi den har for ringe kommerciel værdi, eller fordi den ikke kan landes lovligt, f.eks. fordi kvoten er brugt, eller fisken er under mindstemålet. Denne del af fangsten kaldes discard eller, på dansk, udsmid. EU har forsøgt at undgå udsmid af regulerede arter ved at indføre en landingsforpligtelse, som var fuldt indfaset i 2019. I 2010 var udsmidet på ca. 17.000 tons fisk og skaldyr i de 60 % af det samlede fiskeri efter bundfisk, som DTU Aquas medarbejdere monitorerede til søs (Gislason *et al.* 2014). Det svarede samlet til 24 % af fangsten i dette fiskeri. I 2019 var udsmidet omkring 13.000 tons svarende til ca. 22 % af fangsten. Samlet set lader implementeringen af landingsforpligtelsen således ikke til at have ændret bifangstprocenten væsentligt eller gjort fiskeriet mere selektivt, så uønsket bifangst undgås. I forbindelse med indfasningen af landingsforpligtelsen har EU samtidig øget kvoterne for at tage højde for ilandbringelse af udsmid, men det er meget beskedne mængder udsmid, der faktisk er landet eller

registreret som fanget under kvoten. Det er derfor sandsynligt, at kvoteforøgelserne blot har bidraget til en utilsigtet øget fiskeridødelighed i de seneste år.

Udsmidsprocenten afhænger af redskabstypen og af artssammensætningen og kvotereglerne i det befiskede område. Den er generelt lavest i stormaskede redskaber. I 2019 var den høj i visse af konsumfiskerierne i Østersøen og i fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum i Kattegat, hvor 46 % af fangsten blev smidt tilbage i havet. En stor del af de udsmidte organismer er døde eller døende og udnyttes som føde af måger og andre havfugle. Det, der synker ned gennem vandsøjlen, spises af fisk og ådselædere på havbunden.

Under fiskeriet vil bundtrawl og andre redskaber, der slæbes hen over bunden, hvirvle bundmateriale op og ilte bundens øverste lag. Hvis man betragter effekten i det spor, redskabet efterlader, vil fiskeri med muslingeskraber generelt set have påvirket bunden kraftigst, efterfulgt af bomtrawlfiskeri efter rødspætter. Påvirkningen er mindre fra bomtrawlfiskeri efter hesterejer og fra de øvrige bundtrawl- og vodfiskerier, hvor bundkontakten er knap så tæt. Nedgarn og andre passive redskaber påvirker kun i ringe grad havbunden, og pelagiske redskaber som f.eks. not eller pelagiske trawl har normalt ingen bundkontakt.

Det ophvirvlede bundmateriale vil midlertidigt nedsætte lysgennemtrængningen til bunden og kan tildække bundflora og -fauna. Samtidig vil iltningen øge nedbrydningen af den organiske del af materialet, hvilket fører til forøget CO₂-produktion og frigivelse af næringsstoffer til vandsøjlen. Det har for nylig været foreslået, at fiskeriets ophvirvling og iltning af bundmateriale kan have en signifikant negativ effekt på klodens CO₂-regnskab. Men en del af det danske fiskeri med bundsløbende redskaber foregår på vanddybder og i havområder hvor fiskeriets ophvirvling af bundmateriale er ubetydelig sammenlignet med den ophvirvling, der skyldes storme, bølger og tidevand. Samtidig er det, med den nuværende viden om nettoresultatet af de processer der igangsættes, vanskeligt at beregne den samlede effekt på havets CO₂-udveksling med atmosfæren og på klodens CO₂-regnskab. Den øgede CO₂-produktion fra iltningen af bundmateriale vil nemlig samtidig være forbundet med en frigivelse af næringsstoffer til vandet, som alt andet lige vil føre til en øget algeproduktion og dermed øget CO₂-binding. Samtidig vil fiskeriet reducere bundfaunaen, hvad der alt andet lige vil reducere dyrenes omrøring og ventilation af bundens øverste lag og iltningen af det organiske stof.

Man ved, at fiskeri med bundsløbende redskaber over tid kan forårsage en omlejring af havbunden, så den bliver blødere og mere ensartet. På længere sigt vil større sten blive spredt og synke ned i det blødere sediment, sedimentstrømribber og -banker vil omlejres og udviskes, og forhøjninger på havbunden dannet af gravende eller fastsiddende dyr vil blive nedbrudt. Disse processer vil især være vigtige på dybere vand. På lavt vand vil den naturlige ophvirvling, som skyldes strøm og bølger, ofte dominere det samlede billede.

Mange undersøgelser har vist, at sløbende redskaber med bundkontakt kan beskadige eller dræbe havbundens dyr og planter, og at effekten generelt er større, jo større og tungere redskabet er, og jo dybere det graver sig ned i bunden. Generelt set har man fundet, at dødeligheden varierer mellem 6 % og 41 % per redskabs passage, men den samlede påvirkning afhænger både af fiskeriets intensitet, redskabets nedtrængning i bunden og af organismernes sårbarhed.

På lavt vand kan ålegræs og tang blive fjernet af muslingeskrabere og andet fiskeri med bundsløbende redskaber, men overlappet mellem fiskeriet og potentielle ålegræsområder er beskedent i danske farvande. Fiskeri efter blåmuslinger med muslingeskrabere kan desuden fjerne muslingebanker og påvirker dermed ikke kun blåmuslingerne, men også de andre arter, der lever på og i bankerne. Til gengæld har blåmuslinger en høj larveproduktion, et stort spredningspotentiale og en hurtig vækst, så bankerne gendannes relativt hurtigt sammenlignet med ålegræs- eller tangbede. Det er desuden svært at dokumentere langtidseffekten af muslingefiskeriet, for bundfaunaen på det lave vand påvirkes samtidig kraftigt af udsving i temperatur, saltholdighed og næringsstofftilførsel, samt af iltmangel, storme og bølger.

På det lidt dybere vand anvendes en række forskellige bundsløbende redskaber. I sporet efter en rødspættebomtrawl har bundfaunaen en høj dødelighed på grund af de kæder der skal skræmme fisken op fra bunden, mens dødeligheden generelt er lavere efter passage af andre typer bundtrawl og skotsk snurrevod, og lavere endnu for det almindelige snurrevod. Overordnet set er dødeligheden størst for de arter og større organismer, der lever oven på bunden eller i dens øverste lag, og mindre for små organismer og nedgravede arter, men der er forskelle i overlevelsen mellem forskellige faunagrupper og på forskellige bundtyper.

De mest følsomme bunddyrsorganismer er dem, der danner rev, banker, måtter eller andre strukturer på havbunden. Mange af disse strukturer, f.eks. rev dannet af hestemuslinger og måtter dannet af tangloppen *Haploopsis* eller af rørboende børsteorme som *Sabella* eller *Lanice*, påvirkes kraftigt af blot en enkelt bundtrawlpassage og er længe (> 10 år) om at regenerere. Samtidig huser strukturerne ofte en lang række andre arter, der ikke findes andre steder. Men også uden for de områder, hvor disse dyr findes, er der særlig følsomme habitater og arter, herunder boblerev, skalgrusbanker og områder med søanemoner, havsvampe og bløde koraldyr såsom søfjer og søstrå.

Stort set alle undersøgelser af fiskeriets langsigtede effekter på bundfaunaen bygger på nutidige sammenligninger af mindre områder med forskellig fiskeriintensitet. Kun ganske få undersøgelser bygger på historiske data eller inkluderer data fra områder, som med sikkerhed aldrig har været påvirket af bundsløbende redskaber. Undersøgelserne er typisk fortaget på 10 til 100 m dybde i havområder, hvor der har været fiskeri med bundsløbende redskaber i mere end 100 år, og hvor fiskeriet især i de seneste 50 år er blevet mere intensivt og redskaberne stadig større og tungere. Det gør det svært at få et fuldstændigt billede af langtidseffekterne.

De sammenlignende undersøgelser viser reduktioner i antal individer, artstæthed og/eller biomasse for enkelte eller mange bundfaunaarter. De viser desuden, at især større og langlivede arter bliver sjældnere, mens ådselædere generelt bliver hyppigere. I Nordsøen har man gennem analyse af historiske bundfaunadata påvist, at en række fysisk skrøbelige og langsomt voksende arter er gået tilbage i perioden 1900-1980, mens ændringerne i nyere tid frem til år 2000 har været mindre. I Kattegat er mange af de større fritlevende bunddyrsarter, der i det 19'ende århundredes begyndelse forekom over et stort dybdeinterval, næsten forsvundet fra de dybere områder, hvor bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer foregår. De samlede resultater indikerer, at bundtrawling kan medføre betydelige ændringer i bundfaunaens struktur og funktion og i interaktionerne mellem de forskellige arter. Sammenligninger af bunddyrsfaunaen ved forskellige fiskeriintensiteter har vist, at faunaens biomasse, størrelses- og artssammensætning ændres af vedvarende bundtrawling. Den relative biomasse af filtrerende og langlivede arter der lever på eller i bundens overflade mindskes, mens den relative biomasseandel af små kortlivede og hurtigt voksende arter, som lever nedgravet i bunden, øges.

Havfugle påvirkes både af bifangst, udsmid og af fiskeriskabte ændringer i deres naturlige fødegrundlag. Der kan ske utilsigtet bifangst af havfugle i en lang række fiskerier, men herhjemme ses det hyppigst i forbindelse med nedgarn. Bifangst af havfugle synes dog ikke at have et væsentligt omfang i danske fiskerier, selvom oplysningerne er sparsomme. Undersøgelser i Øresund, Skagerrak og Bælthavet tyder på, at det mest er ederfugl, skarv og lomvie, der optræder som bifangst, og at bifangsterne for ederfugl og skarv er beskedne i forhold til bestandenes størrelse. Det kan til gengæld ikke udelukkes, at bifangsten af lomvie kan være betydelig i en bestandssammenhæng. Udsmid og fiskeaffald udgør en vigtig fødekilde for en del af havfuglene, f.eks. ride, mallebuk, sule og forskellige måger, og har haft en signifikant positiv betydning for bestandsudviklingen for flere af arterne. Det samlede internationale Nordsøfiskeri producerer i dag et udsmid, som svarer til 3 millioner havfugles fødebehov. Tobis er vigtig for dansk industrifiskeri og tjener samtidig som et vigtigt naturligt bytte for mange af Nordsøens rovfisk, fugle og havpattedyr. Den er derfor en vigtig energitransportør i fødenettet og tjener som en vigtig føde for fiskepisende havfugle, f.eks. rider, i ynglesæsonen. Af samme grund har tobisfiskeri tæt på fuglekolonierne i den nordvestlige Nordsø været lukket siden år 2000.

Utsigtet bifangst af marsvin forekommer især i stormaskede nedgarn og blev i perioden 1987-2001 beregnet til årligt at udgøre 5.591 dyr i det danske garnfiskeri i Nordsøen. Sidenhen er bifangsten sandsynligvis faldet i takt med den faldende indsats i dette fiskeri. DTU Aqua har i årene 2010-2019 ved hjælp af kameraovervågning indsamlet nye data om bifangst af havpattedyr, herunder marsvin, i nedgarnsfiskeriet i Nordsøen, Skagerrak, Øresund, Bælthavet og vestlige Østersø. Baseret på disse data er den årlige danske bifangst af marsvin i de fem områder beregnet til samlet at være i størrelsesordenen 2.750 dyr, men hertil skal lægges de andre landes bifangster og danske bifangster i Kattegat. Bestandene af marsvin i danske farvande optælles med jævne mellemrum, og resultatet af tællingerne har varieret uden vise en statistisk signifikant nedgang. Desværre er usikkerheden på målingerne så stor, at det først er muligt at opdage en eventuel tilbagegang hvis den er større end 3,7 % per år for bestanden i den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat, eller større end 1,8 % per år for bestanden i det vestlige Skagerrak og Nordsøen. Modelberegninger har samtidig vist, at marsvin på langt sigt generelt højst kan tåle en bifangst på 1,7 % af bestanden om året, så man ved reelt ikke om fiskeriet er bæredygtigt. Der eksisterer ikke tilstrækkeligt med data til at vurdere bifangsten i den egentlige Østersø, hvor bestanden af marsvin nu kun er på ca. 500 dyr, og selv ganske få bifangster kan medføre en yderligere nedgang til fare for bestanden.

Bifangsten af spættet sæl og gråsæl i nedgarnene i Skagerrak, Øresund, Bælthavet og vestlige Østersø blev også beregnet ved hjælp af kameraovervågningen og beløb sig til 900 dyr om året. Tallene medregner dog ikke udenlandske fiskeres bifangster, og de samlede bifangster af sæler må derfor antages at være væsentlig højere. De samlede sælbestande er imidlertid vokset, siden sæljagt blev forbudt i 1977. Gråsælbestanden vokser stadig, mens bestandene af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet ikke længere er i vækst. Det vides ikke, om sælerne i danske farvande er fødebegrænsede, eller om det er andre faktorer, som f.eks. mangel på egnede landgangs- og ynglepladser eller bifangst, der begrænser deres bestandsstørrelser. Det vides derfor ikke, om det kommercielle fiskeri påvirker sælbestanden signifikant, men de høje vækstrater for nogle af bestandene i Vadehavet, Kattegat og Østersøen tyder ikke på, at fiskeriet har nogen stor indflydelse. Direkte konflikter mellem fiskeri og sæler har to sider: Den ene side er bifangst af sæler i fiskeredskaber, den anden side er den skade, sælerne gør på fiskeredskaber og fangster. DTU Aqua gennemførte i 2014-15 en undersøgelse af omfanget af sælskader i danske fiskerier. Undersøgelsens konklusion var, at der i 7 farvandsområder var så store problemer med sælskader, at de må betragtes som en væsentlig trussel for den fortsatte eksistens af det kystnære fiskeri.

Ud over fangst og udsmid af fisk og andre organismer påvirker fiskeriet også miljøet gennem udslip af CO₂ og produktion af affald, herunder tabte redskaber. Med hensyn til brændstofforbrug og CO₂-udledning er det generelt slæbende redskaber med tæt bundkontakt, der har det højeste forbrug i forhold til fangstmængden, og blandt dem rangerer jomfruhummerfiskeriet og fiskeriet efter dybvandsrejer højest.

Mistede fiskeredskaber i form af "spøgelsesnet" fra såvel erhvervsfiskeriet som fra det rekreative fiskeri kan fortsætte med at fange fisk og andre organismer (såkaldt spøgelsesfiskeri). Oprydningstogter i f.eks. Sverige og Norge indikerer, at mistede fiskeredskaber udgør en væsentlig kilde til marint affald. Det er især ved fiskepladser med strukturelt komplekse bundforhold (klipper, rev, vrage osv.), at risikoen for at miste fiskeredskaber er stor, men overlap mellem f.eks. skibsfart og garnfiskeri og mellem fiskeri med aktive redskaber og fiskeri med passive redskaber, medfører også, at passive redskaber mistes. Den nuværende viden om "spøgelsesnet" er for ringe til, at man kan estimere dødeligheden for de arter og bestande, som påvirkes.

Mange redskaber er desuden konstrueret af plastikmaterialer, som efterhånden vil nedbrydes til mikro- og nanoplastikpartikler, der kan optages af filtrerende dyr og transporteres op gennem fødenettet. Selvom fiskeredskaber antages at være en vigtig kilde til plastik i havet, kendes fiskeriets relative betydning for den samlede mængde af mikro- og nanoplast i havet ikke. Analyser finder mikroplastikfibre i tarmsystemet på fisk og skaldyr, men der er p.t. ingen observationer, der tyder på, at

indtag af mikroplast har negative effekter på vilde bestande eller helbredseffekter for mennesker. På grund af den forventede fremtidige stigning i mængden af mikro- og nanoplast i havet er det nødvendigt med yderligere forskning, så man kan være sikker på denne konklusion.

På længere sigt er det sandsynligt, at fiskeriet kan medvirke til at ændre strukturen og funktionen af havets økosystemer ved at ændre bestands- og størrelsessammensætningen og ved at favorisere individer og arter med arveegenskaber, som gør dem bedre egnede til at modstå fiskeriets påvirkning. Ændringerne sker imidlertid på en baggrund af betydelig naturlig variation og påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter, f.eks. tilførsel af næringsstoffer og klimaændringer, som gør det vanskeligt entydigt at isolere fiskeriets effekt.

Et fiskeris miljøpåvirkning kan bedst vurderes, hvis man har specifikke undersøgelser fra relevante områder, kender fiskeredskabernes størrelse og udformning, ved hvordan, hvor ofte og hvor de anvendes, hvor meget de påvirker dyre- og plantelivet lokalt, og hvor følsomme de berørte habitater og arter er over for påvirkningen. Den viden, der er til rådighed om det danske fiskeris påvirkning af havmiljøet, er vokset en del, siden den første rapport om dansk fiskeris miljøskånsomhed og bæredygtighed blev udgivet i 2014. Det er dog stadig ikke muligt at beregne den samlede miljøpåvirkning kvantitativt, og vurderingen af fiskeriets kort- og langsigtede miljøpåvirkning bygger endnu delvist på undersøgelser i udenlandske farvande. Samtidig er det vanskeligt at vurdere betydningen af de enkelte fiskeriers miljøpåvirkning. For selvom den danske havstrategi opstiller en række mål for det danske havmiljø, mangler der både konkrete indikatorer og grænseværdier for god miljøtilstand på en række områder.

Når fiskeriernes påvirkning af havmiljøet ikke kan kvantificeres og for visse fiskerier er ukendt, og når man ikke kender den samlede målsætning i form af konkrete kvantitative indikatorer med tilknyttede grænseværdier, er det svært at vurdere fiskeriets samlede miljøpåvirkning og bæredygtighed. Vi har derfor valgt at genbruge tabellen over redskabernes miljøskånsomhed fra den første rapport, hvor vi brugte et kvalitativt mål (antal stjerner) til at angive, hvor miljøskånsomme de forskellige redskaber er. Ingen effekt er nul stjerner og stor effekt er fem stjerner, tabel 7.1 (s.121). Bemærk at vi har revideret vurderingen af fiskeriets energiforbrug på baggrund af nye oplysninger, og at vi har indsat en ny kolonne med den relative størrelse af det areal som påvirkes per fangstenhed (målt som et gennemsnit af det relative areal der påvirkes per kg fanget og per 100 kr. fangstværdi). Oplysningerne om det påvirkede areal stammer fra 2019 og må ligesom flere af de andre indikatorer forventes at kunne variere en del fra år til år, fordi bestandssituationen i et givet år bestemmer hvor nemt det har været at fange målarterne og hvor store bifangster man har haft. Bemærk også, at tabellen ligesom i den forrige rapport vurderer redskabet, men ikke medtager den intensitet, hvormed det anvendes, eller følsomheden hos de arter der påvirkes, og at den ser på udsmidsprocenten i fiskeriet, men ikke på hvor stort fiskeriets samlede udsmid er. Tabellen medtager heller ikke de langsigtede fiskeribetingede ændringer i havets økosystemer, både fordi de afhænger af påvirkningen fra det samlede internationale fiskeri, og fordi det, som tidligere beskrevet, ofte er vanskeligt at forbinde påvirkningen fra dansk fiskeri entydigt med økosystemændringerne. Det betyder f.eks., at vi i vores oversigt hverken har medtaget det danske fiskeris direkte og indirekte effekter på havfugles fødegrundlag eller effekten af udsmid på havfugles fødeindtag. Fordi de langsigtede effekter ikke er medtaget, fordi fiskeriets påvirkning af målarterne heller ikke er inkluderet, og fordi antallet af stjerner i flere tilfælde er udtryk for skøn baseret på viden fra lignende fiskerier i andre områder, skal tabel 7.1 anvendes med omtanke.

Som det imidlertid fremgår af tabellen, er det bundtrawling efter jomfruhummer og efter dybvandsrejer, der umiddelbart vurderes til at påvirke miljøet mest. Det skyldes en ringe energieffektivitet, en tæt bundkontakt og medfølgende høj påvirkning af bund og bundfauna, og for jomfruhummerfiskeriets vedkommende en høj bifangst og et stort udsmid af fisk og skaldyr. Bundtrawlfiskerierne efter torsk og rødspætte og bomtrawlfiskerierne efter rødspætte og hesterejer rangerer ligeledes højt på grund af deres fysiske påvirkning af havbunden og bundfaunaen, og deres bifangst og udsmid. Selvom en muslingeskraber går hårdt i bunden, er den relative størrelse af det påvirkede areal lille sammenlignet

med de andre redskaber, energieffektiviteten er høj, og bifangsterne er beskedne. Fiskerierne med snurrevod og skotsk vod udmærker sig ved at påvirke relativt store arealer, mens den umiddelbare påvirkning af havbund, bundfauna og –flora er mindre end i bundtrawlfiskeriet, energieffektiviteten er høj og udsmidet vurderes til samlet at være beskedent. Nedgarn påvirker et meget lille bundareal og har ligesom pelagisk trawl, der normalt slet ikke har bundkontakt, en høj energieffektivitet. Stormaskede nedgarn kan imidlertid have bifangster af marsvin og fugle. Fugle- og marsvinebifangsten i det nedgarnsfiskeri, der har været dækket af videoovervågning i Nordsøen, Skagerrak, Bælthavet og den vestlige Østersø er generelt ikke alarmerende, men bifangsten er ukendt i resten af det danske nedgarnsfiskeri og i det udenlandske fiskeri. Det er derfor vanskeligt at vurdere nedgarnsfiskeriets samlede miljøskånsomhed og bæredygtighed. Passive redskaber forventes generelt at have en bedre energieffektivitet end aktive redskaber, og målt som det gennemsnitlige energiforbrug per landet vægt og værdi ligger nedgarnsfiskeriet da også lavere end bundtrawlfiskeriet efter torsk og rødspætter.

Det danske fiskeri reguleres traditionelt gennem kvoter, mindstemål, maskevidderestriktioner og indsatsbegrænsninger, men i de senere år er der kommet yderligere forvaltningsmetoder, som mere specifikt adresserer fiskeriets miljøpåvirkning. I afsnit 6 gennemgår vi tre forvaltningstiltag, som kan gøre fiskeriet mere miljøskånsomt og økologisk bæredygtigt, og som supplerer de traditionelle fiskeriforvaltningsmetoder. Det drejer sig om 1) redskabsændringer, som kan mindske bifangster, bundpåvirkning, plastikforurening og CO₂-udslip, 2) lukkede områder, som kan beskytte og bevare sårbare fisk og bunddyr og modvirke tab af biodiversitet, og 3) økocertificering, hvor forbrugerne får mulighed for at købe fisk fra bæredygtige eller miljøskånsomme fiskerier og dermed kan påvirke markedet og fiskeriet i bæredygtig retning. Ligesom for de traditionelle fiskeriforvaltningsmetoder er der både fordele og ulemper forbundet med hver af de tre metoder. Den ønskede bevaringseffekt opnås sandsynligvis bedst, hvis man anvender dem i en kombination, hvor de supplerer hinanden og de traditionelle metoder.

Redskabsmodifikationer kan bruges til at gøre fiskeriet mere målrettet, så man groft sagt kun fanger de arter og størrelser, man ønsker, og undgår utilsigtede bifangster og udsmid af bunddyr, fisk, fugle og havpattedyr. Redskabsmodifikationer kan også bruges til at gøre redskaber mere miljøvenlige, f.eks. hvis plastik erstattes af bionedbrydelige materialer så spøgelsesfiskeri og plastikforurening minimeres, eller mere klimavenlige, hvis de mindsker vandmodstanden eller redskabets påvirkning af havbunden og dermed reducerer fiskeriets brændstofforbrug og CO₂-udslip. Der er i de senere år sket en stor udvikling inden for teknologier der kan gøre fiskeriet mere målrettet. Flere af disse teknologier er i dag kommercielt tilgængelige for fiskerisektoren og der ses en begyndende frivillig anvendelse. For eksempel har udviklingen af trawlkameraer, så den enkelte fisker kan overvåge fangstprocessen manuelt eller via automatisk billedbehandling mens der trawles, potentiale til transformere trawlfiskeriet fra en blind proces med begrænset kontrol over fangstsammensætningen til et mere målrettet fiskeri, så bifangster og udsmid kan reduceres.

Områder, der er lukket for fiskeri, kan beskytte levende organismer mod fysisk forstyrrelse og fiskeribetinget dødelighed. Lukkede områder fungerer bedst, hvis områderne er store, økologisk sammenhængende og velovervågede, og når de arter, man ønsker at beskytte, er stedfaste og sårbare over for fiskeri. Når man lukker et område vil fiskeriet i området imidlertid ofte flytte til naboer, hvor naturen ikke nødvendigvis kan bære en øget fiskeripåvirkning. Det er vedtaget internationalt og af EU, at 10 % af havområderne skal være strengt lukkede for alle menneskelige aktiviteter i 2030. Det nyligt offentliggjorte danske havplansforslag opererer med 4 % strengt lukkede områder i det danske havområde, men områderne er i mange tilfælde udvalgt uden et tilstrækkeligt kendskab til den geografiske fordeling af sårbare naturværdier, og det gør alt andet lige beskyttelsesværdien mindre end den kunne have været. ICES har beregnet de økonomiske og økologiske effekter af at lukke områder med forskellig fiskeriintensitet i Nordsøen og Østersøen og finder generelt, at man opnår den største miljømæssige bevaringseffekt med de mindste økonomiske konsekvenser for fiskeriet ved at lukke de områder, hvor fiskeriet er mindre intensivt. Det skyldes blandt andet at den største påvirkning ofte optræder den første gang et bundtrawl passerer hen over bunden, men også at færre både så skal

flytte deres fiskeri fra fiskepladser i de nu lukkede områder til fiskepladser i de områder, hvor fiskeri stadig må foregå. Helt nye beregninger fra DTU Aqua viser at en begrænsning af det danske fiskeri i det danske havområde til de områder, hvor 90% af indsatsen med bundsløbende redskaber i dag foregår, ville medføre at dette fiskeri ville have påvirket mindre end 20% af det danske havområde over de sidste 6 år.

Økocertificering kan hjælpe forbrugerne med at vælge bæredygtige og miljøskånsomt fangede fisk og skaldyr, men kræver en effektiv overvågning af fiskeriet og fiskeindustrien, så forbrugerne kan være sikre på, at det produkt, de køber, rent faktisk stammer fra et bæredygtigt fiskeri. Ligesom redskabsmodifikationer og lukkede områder fungerer økocertificering bedst, når fiskerierhvervet kan se fordelene i at overholde reglerne, for eksempel i form af øget efterspørgsel og højere fiskepriser, øgede kvotetildelinger eller et forbedret omdømme. Det meste af det danske fiskeri er nu MSC-certificeret, og der er for nylig indført en dansk mærkningsordning for kystnært fiskeri med miljøskånsomme redskaber, men ingen af mærkningsordningerne omfatter fiskeriets CO₂ udledning eller bidrager til bekæmpelsen af fiskeriets plastforurening af havet.

Tabel 7.1. Oversigt over danske fiskeriers miljøskånsomhed. Antallet af stjerner angiver omfanget af den skønnede relative påvirkning inden for hver kolonne. En tankestreg angiver, at der ingen oplysninger er til rådighed, en tom celle at påvirkningen anses for at være nul eller meget lille. Relativt energiforbrug og relativ størrelse af påvirket areal er målt som gennemsnittet af påvirkningen udtrykt per kg landet fangst og per 100 kr landingsværdi i perioden 2005-2019. Relativ størrelse af energiforbruget, påvirket areal, bifangst og udsmid vil afhænge af bestandssituationen som kan ændre sig over tid.

Redskaber		Primære målarstgrupper	Typisk dybde (m)	Bundtype	Relativt energiforbrug	Umiddelbar fysisk påvirkning af bunden	Umiddelbar påvirkning af bundfauna og -flora	Relativ størrelse af påvirket areal	Bifangst af fisk og skaldyr	Bifangst af havfugle	Bifangst af havpattedyr	Udsmid
Aktive	Skraber	Blåmuslinger, hjertemuslinger, østers	< 20	blandet	*	*****	*****	*	*			
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	sand	****	**	**	*	***			***
		Rødspætte	> 20	sand	-	****	****	*	***			****
	Bundtrawl	Jomfruhummer og bl. konsum	> 20	mudder/sand	*****	***	***	**	****			****
		Rejer	> 20	mudder	*****	***	***	**	***			**
		Sperling	>20	mudder/sand	***	***	***	*	**			
		Torsk, rødspætte, bl. konsum	> 20	blandet	***	***	***	**	**			**
		Tobis	> 20	sand	**	**	**	*	*			
		Brisling	> 20	blandet	**	**	**	*	*			
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	sand/hård	*	**	**	*****	**			*
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	sand	*	**	*	***	**			*
	Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	blandet	**					-	-	-
Not	Makrel	> 20	blandet	*					-	-	-	-
Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	blandet	**	*	*	-	**	**	***	*
	Bundgarn	Ål, hornfisk	< 10	blandet	-	*	*	-	**	*	*	*
	Ruser	Ål	< 10	blandet	-	*	*	-	**	*	*	*
	Tejner	Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	hård	-	*	*	-	*			
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	hård	-	*	*	-	*	-		*
	Drivende langliner	Laks	> 20	blandet	-					-	-	-
	Stangliner	Torsk	>10	blandet	-					-	-	-

8. Ordliste

AIS: Automatic Identification System (AIS) er et radiosystem til automatisk identifikation af skibe. Systemet fungerer ved, at fartøjer, som er udstyret med en AIS-radiotransponder, med mellemrum udsender en digital radiobesked på et reserveret VHF-bånd. Beskeden indeholder blandt andet informationer om skibets navn, geografiske position, kurs, fart, dybgang osv. og kan modtages af andre AIS-radiotranspondere, som er inden for rækkevidde. Det giver mulighed for at overvåge skibene (se f.eks. <https://www.dma.dk/SikkerhedTilSoes/Sejladsinformation/AIS/Sider/default.aspx>).

Biogent habitat: Et habitat som i høj grad er præget af strukturer dannet af levende organismer, f.eks. ålegræsbede, koralrev, muslingebanker eller måtter på havbunden dannet af tanglopper eller børsteorme. Se også **Habitat**.

Black Box: En black box er et elektronisk dataopsamlingsystem, der lagrer data om fiskefartøjers aktivitet hvert 10. sekund. Systemet registrerer ligesom AIS og VMS-systemerne fartøjets position, kurs og fart, men herudover opsamler en black box også via sensorer på trawlsplet og trawltromlen oplysninger om, hvornår der fiskes. Udstyret sender automatisk de opsamlede data til Fiskeristyrelsen en gang i døgnet.

B_{LIM}: En grænseværdi for en fiskebestands størrelse. Hvis gydebestanden falder til under B_{LIM} vil produktionen af nye rekrutter til bestanden reduceres.

B_{PA}: En grænseværdi for en fiskebestands størrelse. Når gydebestanden er lig med eller over B_{PA} er man uanset den usikkerhed der er i beregningen af bestandsstørrelsen 95% sikker på at produktionen af nye rekrutter til bestanden ikke begrænses af bestandens størrelse.

Bæredygtigt fiskeri: For at et fiskeri kan betegnes bæredygtigt i relation til MSY-tilgangen til fiskeriforvaltning og havstrategidirektivets deskriptor 3, skal følgende være opfyldt: **1)** Fiskeriet skal sikre mål- og bifangstarters langsigtede eksistens og produktivitet ved at operere med en fiskeridødelighed, der for hver bestand i gennemsnit er lig med eller mindre end bestandens F_{MSY}. **2)** Fiskeridødeligheden skal nedsættes yderligere, hvis gydebiomassen kommer under SSB_{MSY-trigger}, så der sikres en hurtig bestandsgenopbygning. **3)** Fiskeriet må ikke påvirke havets økosystemer i en grad som gør det vanskeligt eller umuligt at bevare eller genopbygge en god miljøtilstand. For at forhindre at gydebiomassen kommer under B_{LIM}, hvor produktionen af nye rekrutter reduceres, bruger ICES i tillæg nogle grænseværdier, F_{PA} og B_{PA}, for hhv. maksimal fiskeridødelighed og minimal gydebiomasse, som tager hensyn til usikkerheden i vurderingen af den aktuelle bestandssituation og på den måde integrerer forsigtighedsprincippet i rådgivningen. F_{MSY} må således aldrig være højere end F_{PA} og SSB_{MSY-trigger} må aldrig være mindre end B_{PA} hvis fiskeriet skal være bæredygtigt (se figur 3.2.1).

DCF: Data Collection Framework. En fælles betegnelse for EU's regler og krav vedrørende indsamling af data fra de enkelte landes fiskerier, herunder hvor mange data hvert land skal indsamle, hvordan data bliver indsamlet, artsopsplitning, kvalitetskontrol osv. EU samler en kopi af data i sit fælles forskningscenter i Italien og stiller dem til rådighed for forskellige rådgivende organer, f. eks. STECF.

Demersale fisk: Fisk som lever nær ved eller på bunden, f.eks. torsk, kuller, hvilling, rødspætte.

DFPO: Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation.

DPPO: Danmarks Pelagiske Producentorganisation.

EEZ: Exclusive Economic Zone. Den del af havbunden i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Bælthavet og Østersøen, hvor Danmark har eneret til udnyttelse af havets, havbundens og undergrundens ressourcer.

Epifauna: Bunddyr, som lever på bundens overflade, eller fasthæftede på sten eller på andre akvatiske dyr eller planter, der befinder sig på bundens overflade.

FKA: Kvoteandele, der kan fiskes medbringes eller landes af et konkret fartøj, og som et fartøjs ejerkreds kan overføre helt eller, under visse betingelser delvis, til andre fartøjer.

FAO: FN's fødevarer- og landbrugsorganisation, som også tager sig af fiskeri.

FTA: Fartøjstilladelsesandele. En tilladelse som gør det muligt at få tildelt en ret til at fiske en bestemt mængde i et eller flere områder. Bruges hovedsagelig i forbindelse med muslingefiskeriet.

F: Fiskeridødeligheden, som betegner den andel af den gennemsnitlige bestand der fanges i løbet af et år.

F_{MSY}: Den fiskeridødelighed, der giver en gennemsnitlig årlig fangst svarende til MSY.

F_{PA}: En grænseværdi for fiskedødeligheden. Når den estimerede fiskeridødeligheden er under eller lig F_{PA} er man 95% sikker på at fiskeriet er bæredygtigt uanset den usikkerhed der er i estimationen af fiskeridødeligheden.

God miljøtilstand: Good Environmental Status (GES). God miljøtilstand er i havstrategidirektivet, art. 3, defineret som: "havområdernes miljøtilstand, når de giver økologisk mangfoldige og dynamiske oceaner og have, der er rene, sunde og produktive inden for rammerne af deres naturlige vilkår, og havmiljøet udnyttes på et bæredygtigt niveau, så nuværende og fremtidige generationers muligheder for anvendelse og aktiviteter sikres, dvs.:

- a. at de enkelte marine økosystemers struktur, funktion og processer samt de dermed forbundne fysiografiske, geografiske, geologiske og klimatiske faktorer tillader disse økosystemer at fungere i fuldt omfang og bevare deres modstandsdygtighed over for menneskeskabte miljøforandringer, således at marine arter og habitater beskyttes, at menneskeskabt nedgang i biodiversiteten forebygges, og at de forskellige biologiske komponenter fungerer i indbyrdes balance;
- b. at økosystemernes hydromorfologiske, fysiske og kemiske egenskaber, herunder dem, der skyldes menneskelige aktiviteter i det pågældende område, understøtter ovennævnte økosystemer, og at menneskeskabte tilførsler af stoffer og energi, herunder støj, i havmiljøet ikke skaber forureningsvirkninger."

Habitat: Det sted hvor en given art normalt lever, karakteriseret primært ved stedets fysiske og kemiske karakteristika (dybde, saltholdighed, temperatur, bundforhold, vandkvalitet) og sekundært ved de dyre- eller plantearter, som lever på samme sted (se Strong *et al.* 2019).

Havstrategidirektivet: Se MSFD.

HELCOM: Helsinki Konventionens formål er at bevare den økologiske ligevægt og fremme den økologiske genopbygning af hele Østersøområdet. Helsinki Kommissionen, refereret til som HELCOM, er det styrende organ i arbejdet under Helsinki Konventionen. HELCOM koordinerer landenes indsats og udgiver en lang række rapporter og analyser af miljøtilstanden i Østersøen og Kattegat.

ICES: International Council for the Exploration of the Sea eller Det Internationale Havundersøgelsesråd. ICES er en international organisation med hovedsæde i København, som rådgiver EU og medlemslandene om udnyttelsen af fiske- og skaldyrressourcerne i Nordøstatlanten og Østersøen. Hvert år mødes fiskeri- og havbiologer for at beregne bestandenes størrelse og fiskeridødeligheden og for at opdatere kvoterådgivningen.

Inf fauna: Bunddyr som helt eller delvist lever nedgravet i havbunden og som derfor hovedsagelig findes i mudder-, ler- eller sandbunde.

Irreversibel: En ændring af en tilstand eller proces som er umulig at tilbageføre så den oprindelige tilstand eller proces bliver genskabt. F.eks. når en art uddør.

IOK: Individuelle Overdragelige Kvoteandele. Kvoteandele, der kan fiskes, medbringes og landes af et konkret fartøj, og som et fartøjs samlede ejerkreds kan overføre helt eller delvis til et eller flere andre fartøjer.

IUCN: International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources er en uafhængig international organisation, hvis formål det er at fremme bevarelse og bæredygtig udnyttelse af biologiske naturressourcer. IUCN er især kendt for at udgive rødlistor, hvor man vurderer hvor truede forskellige arter er.

Kystfiskerordning: Kystfiskerordningen er en særlig ordning, som kystfiskere kan tilmelde sig for at få tildelt ekstra kvote. I 2019 vedtog regeringen og Folketingets partier en ny kystfiskerordning. Den indebærer ligesom den forrige ordning at kystfiskere får et kvotetillæg, som forhøjes yderligere, hvis de er på den såkaldt lukkede ordning, og hvis de fisker med skånsomme redskaber. For at komme med i kystfiskerordningen skal mindst 80% af fangstrejserne være på max. to døgn, og båden skal være max. 17 m lang, dog max. 15 m, hvis man fisker med ikke-skånsomme redskaber i den lukkede ordning. Se også "NaturSkånsom".

Makroalger: Også kaldet tang på dansk, f.eks. savtang, blæretang, sukkertang etc. Adskiller sig fra havets frøplanter, såsom ålegræs, ved at forplante sig med sporer.

MAF: Mindre Aktive Fartøjer, defineret som fartøjer, der ikke havde tilstrækkelig store historiske fangster til at det var hensigtsmæssigt at tildele hvert fartøj en fast kvoteandel dengang FKA'er og IOK'er blev oprettet. De mindre aktive fartøjer fik derfor fik tildelt en fælles pulje af fisk eller skaldyr, som de kunne fiske på.

MFVM: Miljø- og Fødevareministeriet, som siden 2019 er opdelt i Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

MSC: Marine Stewardship Council. En non-profit økocertificeringsorganisation, som certificerer bæredygtigt fiskeri ved brug af en række bæredygtighedskriterier.

MFSD: Marine Strategy Framework Directive. EU's Havstrategidirektiv som blev vedtaget I 2008 for at beskytte det havmiljøet i Europa. Direktivet definerer god økologisk status ud fra 11 deskriptorer.

MSY: Maximum Sustainable Yield. Den maksimale gennemsnitlige mængde fisk, man årligt kan fange fra en given bestand, hvis et fiskeri skal være bæredygtigt.

NaturSkånsom: Mærkningsordning for både < 17 m, hvis fangstrejser i 80 % af tilfældene varer mindre end 48 timer, og som fisker med miljøskånsomme redskaber (garn, toggergarn, langliner, pilk og dørg, flydetrawl, snurrevod, snurpenot, ruser, bundgarn og tejner) på bestande, som bliver bæredygtigt udnyttet ([BEK 1456](#)).

OSPAR: Oslo og Paris Konventionen har som formål at beskytte havmiljøet i Nordøstatlanten mod forurening. Oslo Paris Kommissionen, forkortet OSPAR, er det styrende organ i arbejdet under konventionen og beskæftiger sig med overvågning af havforurening og menneskets generelle påvirkning af havmiljøet i Nordøstatlanten.

Overfiskeri: Fiskeribiologer definerer overfiskeri som den situation hvor man enten fisker en bestand med så høj en fiskeridødelighed at fiskene fanges før deres vækstpotentiale er blevet udnyttet fuldt ud (svarende til den situation hvor en landmand sender pattegrisene til slagtning inden de har vokset sig store nok), eller som den situation hvor fiskeridødeligheden er så høj at gydebestanden falder til under B_{LIM} . I første tilfælde taler man om vækstoverfiskeri, i den anden om rekrutteringsoverfiskeri.

Pelagiske fisk: Fisk som lever oppe i vandsøjlen og kun sjældent eller aldrig er nær bunden, f.eks. brisling, sild og makrel.

Pinger: En batteridrevet lydssender som f.eks. kan placeres på nedgarn, hvor den udsender lyde, som er egnet til at skræmme marsvin og andre småhvaler væk, så de ikke hænger fast i garnene og drukner.

Rekruttering: Den årlige tilgang af nye unge små individer til en bestand.

Rundfisk: Fisk som i tværsnit har en rund kropsform (f.eks. torsk, sild) i modsætning til fladfisk (f.eks. rødspætte, skrubbe).

Sikre biologiske grænser: ICES karakteriserer en fiskebestand som værende "inden for sikre biologiske grænser", hvis fiskeridødeligheden er under F_{PA} og gydebestanden er over B_{PA} . Hvis dette ikke er tilfældet siges bestanden at være "uden for sikre biologiske grænser".

SSB_{MSY} -trigger: En nedre tærskelværdi for gydebestandsstørrelse i ICES koncept for MSY-forvaltning af fiskebestande. Når en gydebiomasse falder under SSB_{MSY} -trigger, anbefaler ICES at nedsætte fiskeridødeligheden, så den ligger under F_{MSY} , for at bestanden kan blive genopbygget.

STECF: Scientific Technical and Economical Committee of Fisheries. EU Kommissionens komité for videnskabelig, teknisk og økonomisk fiskerirådgivning. Rådgiver EU Kommissionen om fiskerispørgsmål af betydning for den fælles fiskeripolitik.

TAC: Total Allowable Catch (fiskekvoten). Den samlede mængde fisk fra en given fiske- eller skaldyrsbestand, som fiskerne må fange og tage med i land i et givet år. EU's ministerråd fastsætter TAC'en på baggrund af EU Kommissionens udspil, egne politiske overvejelser og erhvervets og offentlighedens ønsker. EU Kommissionen kommer med et udspil til ministerrådet på baggrund af biologisk, teknisk og økonomisk rådgivning fra ICES og STECF.

Transekt: En ret linje langs hvilken man indsamler fysiske, kemiske, økologiske eller geologiske prøver.

VMS: Vessel Monitoring System. Et satellitbaseret overvågningssystem til fiskefartøjer > 12 m, som afsender information om fartøjets position, kurs og hastighed ca. en gang per time til NaturErhvervstyrelsens fiskerimoniteringscenter.

9. Litteratur

- ACAP (2020). Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels - Mitigation Advice. Available at: <https://www.acap.aq/resources/bycatch-mitigation/mitigation-advice> (Accessed: 19 October 2020).
- Agnew, D. J., Gutiérrez, N. L., Stern-Piriot, A., & Hoggarth, D. D. (2014). The MSC experience: developing an operational certification standard and a market incentive to improve fishery sustainability. *ICES Journal of Marine Science*, 71(2), 216-225.
- Al'Hamdani, Z.K., Reker, J., Leth, O., Reijonen, A., Kotilainen, A.T. & Dinesen, G.E. (2007). Development of marine landscape maps for the Baltic Sea and Kattegat using geophysical and hydrographical parameters. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 13:61-64.
- Almroth-Rosell, E., Tengberg, A., Andersson, S., Apler, A., & Hall, P. O. (2012). Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland. *Journal of Sea Research*, 72, 38-48.
- Amoroso, R. O., Pitcher, C. R., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Suuronen, P., ... & Jennings, S. (2018a). Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(43), E10275-E10282.
- Amoroso, R. O., Parma, A. M., Pitcher, C. R., McConnaughey, R. A., & Jennings, S. (2018b). Comment on "Tracking the global footprint of fisheries". *Science*, 361(6404).
- Andersen, J. H., Al-Hamdani, Z., Harvey, E. T., Kallenbach, E., Murray, C., & Stock, A. (2020). Relative impacts of multiple human stressors in estuaries and coastal waters in the North Sea–Baltic Sea transition zone. *Science of the Total Environment*, 704, 135316.
- Andersen, K. H., Marty, L., & Arlinghaus, R. (2018). Evolution of boldness and life history in response to selective harvesting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(2), 271-281.
- Anderson, O. R. J. *et al.* (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14(2), 91–106. doi: 10/d5dgwb.
- Anker, H.T., Kaae, B.C., og Nellemann, V. (2014) Forvaltning af kystzonen. Rammer udfordringer og scenarier. IGN rapport August 2014. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Frederiksberg.
- Autzen, M. H., & Hegland, T. J. (2021). When 'sustainability' becomes the norm: Power dynamics in the making of a new eco-label for low-environmental-impact, small-scale fisheries. *Marine Policy*, 133, 104742.
- Avadi, A. and Freon, P. (2013). Life cycle assessment of fisheries: a review for fisheries scientists and managers. *Fisheries Research* 143, 21–38.
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson CJ, Åberg P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser*. 451:61–73.
- Bailey, M., Packer, H., Schiller, L., Tlusty, M., & Swartz, W. (2018). The role of corporate social responsibility in creating a Seussian world of seafood sustainability. *Fish and Fisheries*, 19(5), 782-790.
- Balash C, Sterling D, Binns J, Thomas G, Bose N (2015). The 'W' Prawn-Trawl with Emphasised Drag-Force Transfer to Its Centre Line to Reduce Overall System Drag. *PLoS ONE* 10(3): e0119622. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119622>
- Ball, B.J., Fox, G. & Munday, B.W. (2000). Long- and short-term consequences of a *Nephrops* trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57:1315-1320.

- Barnette, M.C. (2001). A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bastardie, F., Nielsen, J.R., Andersen, B.S. & Eigaard, O.R. (2013). Integrating individual trip planning in energy efficiency – Building decision tree models for Danish fisheries. *Fisheries Research* 143, 119-130.
- Bastardie, F., Hornborg, S., Ziegler, F., Gislason, H., & Eigaard, O.R. (submitted). Reducing the fuel use intensity of Danish fisheries: through efficient fishing techniques and recovered fish stocks. Submitted to *Frontiers in Marine Science, section Marine Fisheries, Aquaculture and Living Resources*.
- Baudron, A. R., Brunel, T., Blanchet, M. A., Hidalgo, M., Chust, G., Brown, E. J., ... & Fernandes, P. G. (2020). Changing fish distributions challenge the effective management of European fisheries. *Ecography*, 43(4), 494-505.
- Beare, D., Rijnsdorp, A. D., Blaesberg, M., Damm, U., Egekvist, J., Fock, H., ... & Tulp, I. (2013). Evaluating the effect of fishery closures: lessons learnt from the Plaice Box. *Journal of Sea Research*, 84, 49-60.
- Berghahn, R. & Vorberg, R. (1993). [Effects of the shrimp fisheries in the Wadden Sea.] In: M. v. Lukowicz (ed.) *Influence of Fisheries upon Marine Ecosystems*. 57:103-126. [In German.]
- Bergman, M. J. N., & Van Santbrink, J. W. (2000). Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES Journal of marine Science*, 57(5), 1321-1331.
- Bergman, M. J., Ubels, S. M., Duineveld, G. C., & Meesters, E. W. (2015). Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3), 962-972.
- Bielli, A. *et al.* (2020). An illuminating idea to reduce bycatch in the Peruvian small-scale gillnet fishery. *Biological Conservation*, 241, p. 108277. doi: 10/ggkz79.
- Bigné, M., Nielsen, J.R., and Bastardie, F. (2019). Opening of the Norway pout box: will it change the ecological impacts of the North Sea Norway pout fishery? *ICES Journal of Marine Science*, 76 (1), 136–152, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy121>.
- Bindoff, N.L., W.W.L. Cheung, J.G. Kairo, J. Arístegui, V.A. Guinder, R. Hallberg, N. Hilmi, N. Jiao, M.S. Karim, L. Levin, S. O'Donoghue, S.R. Purca Cuicapusa, B. Rinkevich, T. Suga, A. Tagliabue, and P. Williamson (2019). Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press.
- Biro, P.A. & Post, J.R. (2008). Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 2919–2922. (doi:10.1073/pnas.0708159105)
- Blegvad, H. (1916). Om fiskenes føde i de danske farvande inden for Skagen. *Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station* 24:17-72.
- Bohn, J. & Roth, E. (1997). Survey on angling in Denmark 1997 – Results and Comments. I: A.-L-Toivonen & P. Tuumaimem (eds.) *Socio-Economics of Recreational Fishery*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, *Temanord 1997, Vol. 604:79-88*.
- Borges, L. (2021). The unintended impact of the European discard ban. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 134-141
- Borges, L., & Lado, E. P. (2019). Discards in the common fisheries policy: The evolution of the policy. In *The European Landing Obligation* (pp. 27-47). Springer, Cham.

- Bossier, S., Nielsen, J. R., Almroth-Rosell, E., Höglund, A., Bastardie, F., Neuenfeldt, S., ... & Christensen, A. (2021). Integrated ecosystem impacts of climate change and eutrophication on main Baltic fishery resources. *Ecological Modelling*, 453, 109609.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52(5), 395-418.
- Boussarie, G., Kopp, D., Méhault, S., & Morfin, M. (2020). High survivability of discarded invertebrates from bottom trawling fisheries. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101543.
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I.J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., Nilsson, H.C., (2012). Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution* 170 (2012) 232-241.
- Brander, L. M., Van Beukering, P., Nijsten, L., McVittie, A., Baulcomb, C., Eppink, F. V., & van der Lelij, J. A. C., (2020). The global costs and benefits of expanding Marine Protected Areas. *Marine Policy*, 116, 103953.
- Bregnballe, T. & Frederiksen, M. (2006). Net-entrapment of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to individual age and population size. *Wildlife Biology* 12:143-150.
- Bregnballe, T. *et al.* (2014). Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013: IUCN/Wetlands International Cormorant Research Group report. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy 99, p. 224. Available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR99.pdf>.
- Bregnballe, T. *et al.* (2015). 'What does three years of hunting great cormorants, *Phalacrocorax carbo*, tell us? Shooting autumn-staging birds as a means of reducing numbers locally', *Pest Management Science*, 71(2), pp. 173–179. doi: 10.1002/ps.3782.
- Bregnballe, T., Petersen, I. K., Clausen, P., Fødevareministeriet, M. O., Nielsen, R. D., & Fredshavn, J. R. (2019). Fuglenes behov for blåmuslinger i den indre del af Vadehavet 1980-2015. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Bremner, J., Frid, C. L. J., & Rogers, S. I. (2003). Assessing marine ecosystem health: the long-term effects of fishing on functional biodiversity in North Sea benthos. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 6(2), 131-137.
- Bremner, J., Rogers, S.I. & Frid, C.L.J. (2006). Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* 6:609-622.
- Britton, J.C. & Morton, B. (1994). Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 32:369-434.
- Broadhurst, M.K., Balash, C., Sterling, D.J., Millar, R.B., & Matsubara, S. (2017). Effects of knot orientation on the height and drag of a penaeid trawl. *Fisheries Research*, 186.
- Brodersen, K. E., Hammer, K. J., Schrameyer, V., Floytrup, A., Rasheed, M. A., Ralph, P. J., ... & Pedersen, O. (2017). Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H₂S intrusion. *Frontiers in plant science*, 8, 657.
- Brown, R.A. (1989). Bottom trawling in Strangford Lough: Problems and policies. In: Hallers-Tjabbes, C.C. ten (ed.). *Distress signals from the environment and decision making. Proceedings from the 3rd North Sea Seminar 1989, Rotterdam, May 31 – June 2, 1989 (Session IIB, Policies for Fisheries):117-127.*
- Brown, S., Agnew, D. J., & Martin, W. (2016). On the road to fisheries certification: The value of the Objections Procedure in achieving the MSC sustainability standard. *Fisheries Research*, 182, 136-148.

- Buhl-Mortensen, L., Aglen, A., Breen, M., Buhl-Mortensen, P., Ervik, A., Husa, V., Løkkeborg, S., *et al.* (2013). Impacts of fisheries and aquaculture on sediments and benthic fauna: suggestions for new management approaches. *Fisken og Havet*, 3. 69 pp.
- Bull, L. S. (2007). 'Reducing seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries', *Fish and Fisheries*, 8(1), pp. 31–56. doi: 10/d55r77.
- Bush, S.R., Toonen, H., Oosterveer, P., Mol, A.P.J. (2013). The devils triangle of MSC certification: balancing credibility: accessibility and continuous improvement. *Marine Policy* 37, 288–293.
- Buur Pedersen, H. & Deding, J. (2017). Bundfauna - Undersøgelser i beskyttede områder i Kattegat (havstrategi-områder). Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, Miljø- og Fødevarerministeriet. 121 pp. (ISBN: 978-87-7120-848-1).
- Cabral, R. B., Bradley, D., Mayorga, J., Goodell, W., Friedlander, A. M., Sala, E., ... & Gaines, S. D. (2020). A global network of marine protected areas for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(45), 28134-28139.
- Callaway, R., Alsvåg, J., De Boois, I., Cotter, J., Ford, A., Hinz, H., ... & Ehrich, S. (2002). Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59(6), 1199-1214.
- Callaway, R., Engelhard, G.H., Dann, J., Cotter, J. & Rumohr, H. (2007). A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series* 346:27-43.
- Camphuysen, C.J., Ensor, K., Furness, R.W., Garthe, S., Huppopp, O., Leaper, G., Offringa, H. & Tasker, M.L. (1993). Seabirds feeding on discards in winter in the North Sea. *Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel*.
- Cantlay, J. C. *et al.* (2020). 'Ineffectiveness of light emitting diodes as underwater deterrents for long-tailed ducks *Clangula hyemalis*', *Global Ecology and Conservation*, p. e01102. doi: 10/ggvm6t.
- Capuzzo, E., Lynam, C. P., Barry, J., Stephens, D., Forster, R. M., Greenwood, N., ... & Engelhard, G. H. (2018). A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Global change biology*, 24(1), e352-e364.
- Carroll, M. J. *et al.* (2017). 'Kittiwake breeding success in the southern North Sea correlates with prior sandeel fishing mortality', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(6), pp. 1164–1175. doi: 10/gcscxc.
- Catchpole, T. L., Ribeiro-Santos, A., Mangi, S. C., Hedley, C., & Gray, T. S. (2017). The challenges of the landing obligation in EU fisheries. *Marine Policy*, 82, 76-86.
- Catchpole, T., Randall, P., Forster, R., Smith, S., Ribeiro Santos, A., Armstrong, F., Hetherington, S., Bendall, V., Maxwell, D. (2015). Estimating the discard survival rates of selected commercial fish species (plaice - *Pleuronectes platessa*) in four English fisheries (MF1234), Cefas report, 108 pp.
- Catchpole, T.L., Frid, C.L.J. & Gray, T.S. (2006). Importance of discards from the English *Nephrops norvegicus* fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 313:215-226.
- CBD (2010). The strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi biodiversity targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, DECISION ADOPTED BY THE CONFERENCE OF THE PARTIES TO THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY AT ITS TENTH MEETING-X/2. Nagoya, Japan: UNEP 18-29 October 2010. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf>
- Christensen, O. (1995). Registration of bycatches in the offshore salmon fishery in the Baltic Sea by observers on commercial vessels. Unpublished working paper for the ICES Baltic Salmon and Trout assessment working group.

- Christensen, T. K. *et al.* (2020) Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2018/19 og 2019/20. Fagligt notat 2020, 46. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, p. 15. Available at: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_46.pdf.
- Christensen-Dalsgaard, S. *et al.* (2019). 'What's the catch with lumpsuckers? A North Atlantic study of seabird bycatch in lumpsucker gillnet fisheries', *Biological Conservation*, 240, p. 108278. doi: 10/ggk9gb.
- Christian, C., Ainley, D., Bailey, M., Dayton, P., Hocevar, J., LeVine, M., ... & Jacquet, J. (2013). A review of formal objections to Marine Stewardship Council fisheries certifications. *Biological Conservation*, 161, 10-17.
- Chuenpagdee, R., Pascual-Fernández, J. J., Szeliánszky, E., Alegret, J. L., Fraga, J., & Jentoft, S. (2013). Marine protected areas: Re-thinking their inception. *Marine Policy*, 39, 234-240.
- Clare, D. S., Robinson, L. A., & Birchenough, S. N. (2021). A temperature-dependent relationship between benthic invertebrate biomass and trawling pressure. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 82-88.
- Clay, T. A. *et al.* (2019). A comprehensive large-scale assessment of fisheries bycatch risk to threatened seabird populations. *Journal of Applied Ecology*, 56(8), pp. 1882–1893. doi: 10/ggmpg8.
- Coates, D. A., Kapasakali, D. A., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2016). Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179, 131-138.
- Coleman, M. A., Cetina- Heredia, P., Roughan, M., Feng, M., van Sebille, E., & Kelaher, B. P. (2017). Anticipating changes to future connectivity within a network of marine protected areas. *Global Change Biology*, 23(9), 3533-3542.
- Collie, J.S. Richardson, K. & Steele, J.H. (2004). Regime shifts: can ecological theory illuminate the mechanism? *Progress in Oceanography* 60:281-302.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J. & Poiner, I.R. (2000). A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69:785-799.
- Collie, J.S., Hiddink, J. G., van Kooten, T., Rijnsdorp, A. D., Kaiser, M. J., Jennings, S., & Hilborn, R. 2017. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries*, 18(4), 619-637.
- Cook, R., Fariñas-Franco, J. M., Gell, F. R., Holt, R. H., Holt, T., Lindenbaum, C., ... & Sanderson, W. G. (2013). The substantial first impact of bottom fishing on rare biodiversity hotspots: a dilemma for evidence-based conservation. *PloS one*, 8(8), e69904.
- Costello, M. J. (2014). Long live Marine Reserves: A review of experiences and benefits. *Biological Conservation*, 176, 289-296.
- Couceiro, F., Fones, G. R., Thompson, C. E. L., Statham, P. J., Sivyer, D. B., Parker, R., Kelly-Gerreyn, B. A. *et al.* (2013). Impact of resuspension of cohesive sediments at the Oyster Grounds (North Sea) on nutrient exchange across the sediment-water interface. *Biogeochemistry*, 113(1–3): 37–52.
- Curtis, H. C., Graham, K., & Rossiter, T. (2006). Options for improving fuel efficiency in the UK fishing fleet. Sea Fish Industry Authority & European Community, 1-48.
- Cury, P. M. *et al.* (2011). 'Global seabird response to forage fish depletion—one-third for the birds', *Science*, 334(6063), pp. 1703–1706. doi: 10/fzk8sp.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G. & Rice, J.C. (2005). Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62:177–188.

- Dalsgaard, A. J. T. *et al.* (2008). 'Økosystemmodel for Ringkøbing Fjord: Skarvbestandens påvirkning af fiskebestandene'.
- Daunt, F., Wanless, S., Greenstreet, S. P., Jensen, H., Hamer, K. C., & Harris, M. P. (2008). The impact of the sandeel fishery closure on seabird food consumption, distribution, and productivity in the northwestern North Sea. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 65(3), 362-381.
- De Borger, E., Tiano, J., Braeckman, U., Rijnsdorp, A. D., & Soetaert, K. (2021). Impact of bottom trawling on sediment biogeochemistry: a modelling approach. *Biogeosciences*, 18(8), 2539-2557.
- Degel, H., Petersen, I.K., Holm, T.E. & Kahlert, J. (2010). Fugle som bifangst i garnfiskeriet – Estimat af utilsigtet bifangst af havfugle i garnfiskeriet i området omkring Ærø. *DTU Aqua-rapport nr. 227-2010*. Charlottenlund: DTU Aqua. Institut for Akvatiske Ressourcer, p. 65. Available at: https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/6581125/227-2010_Fugle-som-bifangst-i-garnfiskeriet.pdf
- Degnbol, P., Gislason, H., Hanna, S., Jentoft, S., Nielsen, J. R., Sverdrup-Jensen, S., & Wilson, D. C. (2006). Painting the floor with a hammer: technical fixes in fisheries management. *Marine Policy*, 30(5), 534-543.
- Dehens, L. A., & Fanning, L. M. (2018). What counts in making marine protected areas (MPAs) count? The role of legitimacy in MPA success in Canada. *Ecological Indicators*, 86, 45-57.
- Depestele, J., Degrendele, K., Esmaili, M., Ivanović, A., Kröger, S., O'Neill, F.G., Parker, R., Polet, H., Roche, M., Teal, L.R., Vanellander, B., Rijnsdorp, A.D. (2019b). Comparison of mechanical disturbance in soft sediments due to tickler-chain SumWing trawl vs. electro-fitted PulseWing trawl. *ICES Journal of Marine Science*, 76(1), 312-329
- Depestele, J., Feekings, J., Reid, D. G., Cook, R., Gascuel, D., Girardin, R., ... & Savina-Rolland, M. (2019a). The impact of fisheries discards on scavengers in the sea. In: Uhlmann, S. S., Ulrich, C., & Kennelly, S. J. (2019). *The European Landing Obligation: Reducing Discards in Complex, Multi-Species and Multi-Jurisdictional Fisheries*. Springer Nature. 431 pp.
- Desmit, X., Nohe, A., Borges, A. V., Prins, T., De Cauwer, K., Lagring, R., ... & Sabbe, K. (2020). Changes in chlorophyll concentration and phenology in the North Sea in relation to de-eutrophication and sea surface warming. *Limnology and Oceanography*, 65(4), 828-847.
- Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A., & Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 21(5), 906-915.
- Dias, M. P. *et al.* (2019). 'Threats to seabirds: A global assessment', *Biological Conservation*, 237, pp. 525–537. doi: 10.1016/j.biocon.2019.06.033.
- Dickey-Collas, M. (2016). North Sea herring: longer term perspective on management science behind the boom, collapse and recovery of the North Sea herring fishery. In *Management Science in Fisheries* (pp. 415-428). Routledge.
- Diesing, M., Thorsnes, T., and Bjarnadóttir, L. R., (2021). Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak, *Biogeosciences*, 18, 2139–2160, <https://doi.org/10.5194/bg-18-2139-2021>.
- Dinesen, G. E., McLaverty, C., Tendal, O. S., Eigaard, O. R., Pedersen, E. M., & Gislason, H. (2020). Development of sustainable fisheries management and monitoring for sensitive soft-bottom habitats and species in the Kattegat. DTU Aqua. *DTU Aqua-rapport No. 372-2020*. 85 pp. + appendices
- Dinesen, G.E. & Morton, B. (2014). Review of the functional morphology, biology and perturbation impacts on the boreal, habitat-forming horse mussel *Modiolus modiolus* (Bivalvia: Mytilidae: Modiolinae). *Marine Biology Research*, 10(9):845-870.

- DN & DF (2021). Sammen om havet. Danmarks Naturfredningsforening og Danmarks Fiskeriforening. https://www.dn.dk/media/76532/sammen-om-havet_marts-2021.pdf
- Doeksen, A. (2006). Ecological perspectives of the North Sea *Crangon crangon* fishery. An inventory of its effects on the marine ecosystem, 134 pp.
- Dolmer, P. & Hoffmann, E. (2004). Østersfiskeri i Limfjorden – sammenligning af redskaber. Danmarks Fiskeriundersøgelser, DFU-rapport nr. 136-04.
- Dolmer, P. (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *Journal of Shellfish Research* 21:529-537.
- Dolmer, P., Christoffersen, M., Geitner, K., Larsen, F., Dinesen, G.E. & Holm, N. (2013). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2013. *DTU Aqua Rapport*, 81 pp.
- Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M.L., Petersen, M.F., Kristensen, P.S. & Hoffmann, E. (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiologica* 465:115-127.
- DTU Aqua (2017). Monitoring af fiskeritryk via MS-data oparbejdning i relation til havbundens integritet (HSD deskriptor 6) Rapport til Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøstyrelsen, DTU Aqua.
- DTU Aqua. (2008). Bifangst af hvaler i det danske pelagiske trawlfiskeri 2006-2008. *Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (EU-fiskeriudviklingsprogrammet, FIUF)*, 12 pp.
- Duplisea, D. E., Jennings, S., Warr, K. J., & Dinmore, T. A. (2002). A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11), 1785-1795.
- Durinck, J., Christensen, K.D., Skov, H. & Danielsen, F. (1993). Diet of the common scoter *Melanitta nigra* and velvet scoter *Melanitta fusca* wintering in the North Sea. *Ornis Fennica* 70(4):215-218.
- Edelvang K., Gislason H., Bastardie F., Christensen A., Egekvist J., Dahl K., Goeke C., Petersen I.K., Sveegaard S., Heinänen S., Middelboe A.L., Al-Hamdani Z., Jensen J.B. & Leth J. (2017a). Analysis of marine protected areas in the Danish part of the North Sea and the Central Baltic around Bornholm. Part 1: The coherence of the present network of MPAs. DTU Aqua Report No. 325-2017. National Institute for Aquatic Resources, Technical University of Denmark, 105 pp.
- Edelvang K., Gislason H., Bastardie F., Christensen A., Egekvist J., Dahl K., Goeke C., Petersen I.K., Sveegaard S., Heinänen S., Middelboe A.L., Al-Hamdani Z., Jensen J.B. & Leth J. (2017b). Analysis of marine protected areas - in the Danish part of the North Sea and the Central Baltic around Bornholm. Part 2: Ecological and economic value, human pressures, and MPA selection. DTU Aqua Report No. 325-2017. National Institute for Aquatic Resources, Technical University of Denmark, 105 pp.
- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., ... & Thomson, R. J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487), 216-220.
- Eero, M., Hinrichsen, H. H., Hjelm, J., Huwer, B., Hüseyin, K., Köster, F. W., ... & Zimmermann, C. (2019). Designing spawning closures can be complicated: Experience from cod in the Baltic Sea. *Ocean & Coastal Management*, 169, 129-136.
- Egekvist, J., Mortensen, L.O. & Larsen, F. (2017). Ghost nets — A pilot project on derelict fishing gear. DTU Aqua Report No. 323-2017. National Institute for Aquatic Resources, Technical University of Denmark, 46 pp. + appendices.
- Eigaard, O. R., Marchal, P., Gislason, H., & Rijnsdorp, A. D. (2014). Technological development and fisheries management. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 22(2), 156-174.
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P *et al.* (2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* 73 (Suppl. 1), 27-43.

- Eigaard, O. R., McLaverty, C., Olsen, J., Dinesen, G. E., Brooks, M. E., Kristensen, K., Gislason, H., Nielsen, P., & Petersen, J. K. (2020). Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskerimed skrabende redskaber. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport Nr. 363-2020
- Ellis, J. R., Burt, G. J., Grilli, G., McCully Phillips, S. R., Catchpole, T. L., & Maxwell, D. L. (2018). At-vessel mortality of skates (Rajidae) taken in coastal fisheries and evidence of longer-term survival. *Journal of fish biology*, 92(6), 1702-1719.
- Ellis, J. R., McCully Phillips, S. R., & Poisson, F. (2017). A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *Journal of Fish Biology*, 90(3), 653-722.
- EU (2008a). DIRECTIVE 2008/56/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). L 164. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:EN:PDF>
- EU (2008b). Guidance document on hunting under Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds "The Birds Directive". Available at: https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/hunting_guide_en.pdf
- EU (2010). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds, 020. Available at: <http://data.europa.eu/eli/dir/2009/147/oj/eng> (Accessed: 22 February 2020).
- EU (2012). Impact assessment - Action Plan for reducing incidental catches of seabirds in fishing gears. *SWD (2012) 369 final, Brussels 16.11.2012.*
- EU (2014). Commission Staff Working Document (SWD (2014) 49 final. Annex accompanying the document: Commission Report to the Council and the European Parliament. The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance. COM(2014) 97 final}
- EU (2017). Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU (Text with EEA relevance.)
- EU (2019a). Communication from the Commission to the European Parliament and the Council on the State of Play of the Common Fisheries Policy and Consultation on the Fishing Opportunities for 2020. COM(2019) 274 final. 11 pp.
- EU (2019b). REGULATION (EU) 2019/1241 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 20 June 2019 on the conservation of fisheries resources and the protection of marine ecosystems through technical measures. L 198/105.
- EU (2020a). EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. EU COM (2020) 380 final.
- EU (2020b). Mod et mere bæredygtigt fiskeri i EU: status og retningslinjer for 2021. COM/2020/248 final. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0248&from=DA>)
- Feekings, J., Bartolino, V., Madsen, N., & Catchpole, T. (2012). Fishery discards: factors affecting their variability within a demersal trawl fishery. *PLoS one*, 7(4), e36409.
- Feld, L., Metcalfe, R.A. & Strand J. (2019). Mængder, sammensætning og trends i udviklingen af marint affald på danske referencestrande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport nr. 359. (<http://dce2.au.dk/pub/SR359.pdf>)
- Field, R. *et al.* (2019). High contrast panels and lights do not reduce bird bycatch in Baltic Sea gillnet fisheries, *Global Ecology and Conservation*, 18, p. e00602. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00602.

- Filbee-Dexter, K., & Wernberg, T. (2018). Rise of turfs: a new battlefront for globally declining kelp forests. *Bioscience*, 68(2), 64-76.
- Fiskeristyrelsen (2020a). Årsstatistik 2019. (<https://fiskeristyrelsen.dk/media/11639/aarsstatistik2019.pdf>)
- Fiskeristyrelsen (2020b). Fiskerikontrol 2018. Fiskeristyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. 16 pp. (ISBN: 978-87-970576-0-5).
- Fox, C. J., Albalat, A., Valentinsson, D., Nilsson, H. C., Armstrong, F., Randall, P., & Catchpole, T. (2020). Survival rates for *Nephrops norvegicus* discarded from Northern European trawl fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5), 1698-1710
- Fox, H. E., Holtzman, J. L., Haisfield, K. M., McNally, C. G., Cid, G. A., Mascia, M. B., ... & Pomeroy, R. S. (2014). How are our MPAs doing? Challenges in assessing global patterns in marine protected area performance. *Coastal Management*, 42(3), 207-226.
- Frandsen, R. P., Eigaard, O. R., Poulsen, L. K., Tørring, D., Stage, B., Lisbjerg, D., & Dolmer, P. (2015). Reducing the impact of blue mussel (*Mytilus edulis*) dredging on the ecosystem in shallow water soft bottom areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(2), 162-173.
- Frederiksen, M. *et al.* (2008). Differential effects of a local industrial sand lance fishery on seabird breeding performance, *Ecological Applications*, 18(3), pp. 701–710. doi: 10/b79bkm.
- Frederiksen, M. *et al.* (2005). Regional patterns of kittiwake *Rissa tridactyla* breeding success are related to variability in sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 300, pp. 201–211. doi: 10/b4nst3.
- Frederiksen, M. *et al.* (2018). Where do wintering cormorants come from? Long-term changes in the geographical origin of a migratory bird on a continental scale, *Journal of Applied Ecology*, 55(4), pp. 2019–2032. doi: 10.1111/1365-2664.13106.
- Fredshavn, J. R. *et al.* (2019). 'Størrelse og udvikling af fuglebestande i Danmark-2019: Artikel 12-rapportering til Fuglebeskyttelsesdirektivet', p. 46.
- Frid, C. J., Harwood, K. G., Hall, S. J., & Hall, J. A. (2000). Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5), 1303-1309.
- Frid, C. L. J., Garwood, P. R., & Robinson, L. A. (2009). The North Sea benthic system: a 36 year time-series. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(1), 1.
- Froese, R., Tsikliras, A. C., Scarcella, G., & Gascuel, D. (2021). Progress towards ending overfishing in the Northeast Atlantic. *Marine Policy*, 125, 104282.
- Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L.A., Pawliczka, I., Tange Olsen, M. & Dietz, R. (2020). Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology 2020: wlb.00711*.
- Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J. van, Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. & Janssen, C. (2010). Task Group 10 Report. Marine litter. *JRC European Commission, Ifremer, and ICES. EUR 24340 EN - 2010.48 pp.*
- Garthe, S., & Scherp, B. (2003). Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60:980-989.
- Garthe, S., Camphuysen, K. and Furness, R. W. (1996). 'Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea', *Marine Ecology Progress Series*, 136, pp. 1–11. doi: 10/cfwrv.

- Giakoumi, S., McGowan, J., Mills, M., Beger, M., Bustamante, R. H., Charles, A., ... & Guidetti, P. (2018). Revisiting “success” and “failure” of marine protected areas: a conservation scientist perspective. *Frontiers in Marine Science*, 5, 223. Hilborn, R. (2016). Policy: Marine biodiversity needs more than protection. *Nature*, 535(7611), 224-226.
- Gislason, H., Dalskov, J., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Eigaard, O., Jepsen, N., Larsen, F., Poulsen, L. K., Sørensen, T. K. & Hoffmann, E. Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 279-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 83 pp + bilag. <http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter>
- Gislason, H., Bastardie, F., Dinesen, G. E., Egekvist, J., & Eigaard, O. R. (2017). Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological indicators*, 82, 260-270.
- Glemarec, G. *et al.* (2020). Assessing seabird bycatch in gillnet fisheries using electronic monitoring, *Biological Conservation*, 243, p. 108461. doi: 10/ggmwrw.
- Göransson P (2002) Petersen's benthic macrofauna stations revisited in the Öresund area (southern Sweden) and species composition in the 1990s—signs of decreased biological variation. *Sarsia* 87: 263–280.
- Göransson, P. (2017). Changes of benthic fauna in the Kattegat—An indication of climate change at mid-latitudes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 194, 276-285.
- Göransson, P., Vuksan, S.B., Karlfelt, J. & Börjesson, L. (2010). *Haploops- och Modiolus-samhället utanför Helsingborg 2000-2009*, Report to the Environmental Board of Helsingborg, Miljönämnden i Helsingborg, Helsingborg 81 pp.
- Gray, C. A., & Kennelly, S. J. (2018). Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(3), 521-541.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M. & Fryer, R.J. (2011). Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68:1–11.
- Grift, R.E., Heino, M., Rijnsdorp, A.D., Kraak, S.B.M. & Dieckmann, U. (2007). Three-dimensional maturation reaction norms for North Sea plaice. *Marine Ecology Progress Series* 334: 213–224.
- 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):1395–406.
- Gutierrez, N. L., Valencia, S. R., Branch, T. A., Agnew, D. J., Baum, J. K., Bianchi, P. L., ... & Williams, N. E. (2012). Eco-label conveys reliable information on fish stock health to seafood consumers. *PloS one*, 7(8), e43765.
- Hall, K., Paramour, O.A.L., Robinson, L.A., Winrow-Giffin, A., Frid, C.L.J., Eno, N.C., Dernie, K.M., Sharp, R.A.M., Wyn, G.C. & Ramsey, K. (2008). Mapping the sensitivity of benthic habitats in Welsh waters –development of a protocol CCW. (Policy Research) Report No: 08/12, Bangor, Countryside Council for Wales. 85 pp.
- Hall, M.A. (1998). An ecological view of the tuna-dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8, 1-34.
- Hall, S. J., Robertson, M. R., Basford, D. J., & Heaney, S. D. (1993). The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31(2), 201-208.
- Hammond, P. S., Berggren, P., Benke, H., & BORCHERS, D. (2002). Journal of Applied Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 361-376.
- Hammond, P. S., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Börjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M. B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada, and N. Øien. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS-III project report 1, 39pp.

- Hammond, P. S., K. Macleod, P. Berggren, D. L. Borchers, M. L. Burt, A. Cañadas, G. Desportes, G. P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. F. Leopold, P. Lovell, N. Øien, C. G. M. Paxton, V. Ridoux, E. Rogan, F. Samarra, M. Scheidat, M. Sequeira, U. Siebert, H. Skov, R. Swift, M. L. Tasker, J. Teilmann, O. Van Canneyt, and J. A. Vázquez, (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107-122.
- Hanamseth, R. *et al.* (2018). Assessing the importance of net colour as a seabird bycatch mitigation measure in gillnet fishing', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), pp. 175–181. doi: 10/gc4hmt.
- Hansen, J.L.S., Blomqvist, M., (2018). Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE –Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 256. 46 pp. <http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>
- Hansen, J.W., Andersen, J.H., Strand, J. & Sørensen, T.K. (2012). Affald i havet. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 28 pp.
- He, P. (2007). Technical measures to reduce seabed impact of mobile fishing gears. In *By-catch Reduction in the World's Fisheries* (pp. 141-179). Springer, Dordrecht.
- Heck K.L., Valentine J.F. (2007). The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems. *Estuaries and Coasts* 30(3):371–81.
- Heino, M., Baulier, L., Boukal, D., Ernande, B., Johnston, F., Mollet, F., ... & Arlinghaus, R. (2013). Can fisheries-induced evolution shift reference points for fisheries management?. *ICES Journal of Marine Science*, 70(4), 707-721.
- HELCOM (2007). HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 113. Helsinki Commission, Helsinki. 18pp.
- Hiddink, J. G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., ... & Hinz, H., (2016). Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1500-1510.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queiros, A.M., Duplisea, D.E. & Piet, G.J. (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 712-736.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 8301–8306. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618858114>
- Hiddink, J.G., Kaiser, M.J., Sciberras, M., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, R., Parma, A.M., Suuronen, P., Rijnsdorp, A.D., Jennings, S., (2020). Selection of indicators for assessing and managing the impacts of bottom trawling on seabed habitats. *Journal of Applied Ecology*, 57, 0–3. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13617>
- Hiddink, J.G., Rijnsdorp, A.D. & Piet, G. (2008). Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 65:1393–1401.
- Hilborn, R., & Cowan, J. H. (2010). Marine stewardship: high bar for seafood. *Nature*, 467(7315), 531-531.
- Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., & Glémarec, M. (2008). Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(2), 413-425.

- Hinz H, Moranta J, Balestrini S, Sciberras M, Pantin JR, Monnington J, *et al.* (2017). Stable isotopes reveal the effect of trawl fisheries on the diet of commercially exploited species. *Sci. Rep.* 7(1):1–12.
- Hinz, H., Prieto, V. & Kaiser, M.J. (2009). Trawl disturbance of benthic communities: Chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications* 19:761-773.
- Hinz, H., Törnroos, A., de Juan, S. (2021). Trait-based indices to assess benthic vulnerability to trawling and model potential loss of ecosystem functions. *Ecological Indicators*, pp. 1-23.
- Holmer, M., Ahrensberg, N., & Jørgensen, N. P. (2003). Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish fjord. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 343-361.
- Hornborg, S., Jonsson, P., Sköld, M., Ulmestrand, M., Valentinsson, D., Ritzau Eigaard, O., ... & Lövgren, J. (2017). New policies may call for new approaches: the case of the Swedish Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) fisheries in the Kattegat and Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*, 74(1), 134-145.
- Howarth, L. M., Somerfield, P. J., Blanchard, J. L., Waggitt, J. J., Allender, S., & Hiddink, J. G. (2020). The effects of trawling and primary production on size-structured food webs in seabed ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(10), 1659-1665.
- Hughes, D.J. (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)*. 114 pp.
- Hutchinson, W.F., van Oosterhout, C., Rogers, S.I. & Carvalho, G.R. (2003). Temporal analysis of archived samples indicates marked genetic changes in declining North Sea cod (*Gadus morhua*). *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 2125–2132.
- ICES (2004). Report of the Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGFTFB). ICES CM 2004/B:03.
- ICES (2006). Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 5–12 April 2006, ICES Headquarters, Copenhagen. *ACE:05*. 174 pp.
- ICES (2007a). Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO) 11–18 April, 2007. 162 pp.
- ICES (2007b). Report of the Study Group on Fisheries-Induced Adaptive Change (SGFIAC). *ICES Document CM 2007/RMC:03. Ref. ACFM, ACE*. 25 pp.
- ICES (2008). Report of the ICES Advisory Committee, 2008. *ICES Advice, 2008. Books 1 - 10*. 1,842 pp.
- ICES (2016). Report of the Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGFTFB), 25–29 April 2016, Merida, Mexico. ICES CM 2016/SSGIEOM:22. 183 pp.
- ICES (2018). Report of the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWGBIRD). ICES CM 2017/ACOM:24. 1–5 October 2018, Ostende, Belgium: ICES, p. 79. Available at: <http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2018/JWGBIRD/JWGBIRD%20Report%202018.pdf>.
- ICES (2019a). General context of ICES advice.
- ICES (2019b). Benchmark Workshop on Baltic Cod Stocks (WKBALTCOD2). ICES Scientific Reports. 1:9. 310 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4984>
- ICES (2019c). Greater North Sea Ecosystem – Fisheries Overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, section 9.2. 42 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5710>.
- ICES (2019d). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 1:23. 312 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4979>

- ICES (2019e). Baltic Sea Ecosystem – Fisheries Overview. *In* Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, section 4.2. 28 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5566>
- ICES (2019f). Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD). ICES Scientific Reports. 1:52. 144 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5648>
- ICES (2020a) ICES Ecosystem Overviews - Greater North Sea Ecoregion. ICES Advice 2020. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7632>
- ICES (2020b) ICES Ecosystem Overviews – Baltic Sea Ecoregion. ICES Advice 2020. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7635>
- ICES (2020c). EU request on emergency measures to prevent bycatch of common dolphin (*Delphinus delphis*) and Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. ICES Special Request Advice. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2020/Special_Requests/eu.2020.04.pdf
- ICES (2021a). Workshop on the Inclusion of Discard Survival in Stock Assessments (WKSURVIVE). ICES Scientific Reports. 3:41. 59 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.805>
- ICES (2021b). EU request on how management scenarios to reduce mobile bottom fishing disturbance on seafloor habitats affect fisheries landing and value. ICES Special Request Advice. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2021/Special_Requests/eu.2021.08.pdf
- ICES (2021c). ICES data outputs of EU request on how management scenarios to reduce mobile bottom fishing disturbance on seafloor habitats affect fisheries landing and value. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Data%20outputs/EU_data_products_EU_TRADE.zip
- ICES (2021d). A series of two Workshops to develop a suite of management options to reduce the impacts of bottom fishing on seabed habitats and undertake analysis of the trade-offs between overall benefit to seabed habitats and loss of fisheries revenue/contribution margin for these options(WKTRADE3). ICES Scientific Reports. 3:61. 100pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.8206>
- ICES (2021e) Advice on ecosystem services and effects. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2021/2021/Advice_on_ecosystem_services_and_effects.pdf
- ICES (2021f). EU request for a Technical Service on MSFD Article 8 guidance on undertaking assessments for Descriptor 3 (commercially exploited fish and shellfish) and Descriptor 4 (marine foodwebs). <https://doi.org/10.17895/ices.advice.8817>
- ICES (2021g) ICES fisheries management points for category 1 and 2 stocks. ICES Technical Guidelines. March 1 2021. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7891>
- IWC (2000). Annex O, Report of the IWC- ASCOBANS Working Group on harbour porpoises. *Journal of Cetacean Research and Management*. 2 (Suppl.): 297-305.
- Jacquet, J., Pauly, D., Ainley, D., Holt, S., Dayton, P., & Jackson, J. (2010). Seafood stewardship in crisis. *Nature*, 467(7311), 28-29.
- Jaffry, S., Glenn, H., Ghulam, Y., Willis, T., & Delanbanque, C. (2016). Are expectations being met? Consumer preferences and rewards for sustainably certified fisheries. *Marine Policy*, 73, 77-91.
- Jennings S, Dinmore TA, Duplisea DE, Warr KJ, Lancaster JE. (2001a). Trawling Disturbance Can Modify Benthic Production Processes. *Journal of Animal Ecology*. 70(3):459–75.
- Jennings S, Kaiser MJ. (1998). The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34, 201–352.
- Jennings S, Nicholson MD, Dinmore TA, Lancaster JE. (2002). Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series*, 243:251–60.

- Jennings S, Pinnegar J, Polunin N, Warr K. (2001b). Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 213:127–42.
- Jennings, S. & Rice, J. (2011). Towards an ecosystem approach to fisheries in Europe: a perspective on existing progress and future directions. *Fish and Fisheries* 12:125-137.
- Jepsen, N. *et al.* (2015). Evaluation of the effect of predation on freshwater fish (in Danish with English abstract). Unpublished. Available at: <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.1293.9689> (Accessed: 27 October 2020).
- JNCC (2020). Seabird Population Trends and Causes of Change: 1986–2018 Report. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee. Available at: <https://jncc.gov.uk/our-work/smp-report-1986-2018>.
- Johansen, T., Besnier, F., Quintela, M., Jorde, P. E., Glover, K. A., Westgaard, J. I., ... & Kent, M. P. (2020). Genomic analysis reveals neutral and adaptive patterns that challenge the current management regime for East Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Evolutionary applications*, 13(10), 2673-2688.
- Johnson, A. F., Gorelli, G., Jenkins, S. R., Hiddink, J. G., & Hinz, H. (2015). Effects of bottom trawling on fish foraging and feeding. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1799), 20142336.
- Josefson, A. B., Blomqvist, M., Hansen, J. L., Rosenberg, R., & Rygg, B. (2009). Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1263-1277.
- Josefson, A. B., Loo, L. O., Blomqvist, M., & Rolandsson, J. (2018). Substantial changes in the depth distributions of benthic invertebrates in the eastern Kattegat since the 1880s. *Ecology and Evolution*, 8(18), 9426-9438.
- Kaiser, M. J. (1998). Significance of bottom- fishing disturbance. *Conservation Biology*, 12(6), 1230-1235.
- Kaiser, M. J., & Hill, L. (2010). Marine stewardship: a force for good. *Nature*, 467(7315), 531-531.
- Kaiser, M.J. & Hiddink, J.G. (2007). Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 350:267-276.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311:1-14.
- Kennedy, J., Durif, C. M. F., Florin, Ann-B., Fréchet, A., Gauthier, J., Hüsey, K., Jónsson, S. Þ., Ólafsson, H.G., Post, S. and Hedeholm, R. B. (2018). A brief history of lumpfishing, assessment, and management across the North Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 181–191.
- Kincaid, K., Rose, G., & Devillers, R. (2017). How fisher- influenced marine closed areas contribute to ecosystem- based management: A review and performance indicator scorecard. *Fish and Fisheries*, 18(5), 860-876.
- Kiparissis, S., Fakiris, E., Papatheodorou, G., Geraga, M., Kornaros, M., Kapareliotis, A., & Ferentinos, G. (2011). Illegal trawling and induced invasive algal spread as collaborative factors in a *Posidonia oceanica* meadow degradation. *Biological Invasions*, 13(3), 669-678.
- Königson, S., Lunneryd, S.-G., Stridh, H. & Sundquist, F. (2009). Grey seal predation in cod gillnet fisheries in the Central Baltic Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 42:41-47.
- Kopp, D., Coupeau, Y., Vincent, B., Morandeau, F., Méhault, S., & Simon, J. (2020). The low impact of fish traps on the seabed makes it an eco-friendly fishing technique. *PloS one*, 15(8), e0237819.
- Korpinen, S., Laamanen, L., Bergström, L., Nurmi, M., Andersen, J. H., Haapaniemi, J., ... & Reker, J. (2021). Combined effects of human pressures on Europe's marine ecosystems. *Ambio*, 1-12.

- Koschinski, S. & Stempel, R. (2012). 'Strategies for the prevention of bycatch of seabirds and marine mammals in Baltic Sea fisheries', Report prepared for German NGOs NABU, GSM and GRD based on information compiled with regard to German fisheries, p. 69.
- Kourantidou, M., & Kaiser, B. A. (2019). Sustainable seafood certifications are inadequate to challenges of ecosystem change. *ICES Journal of Marine Science*, 76(4), 794-802.
- Kraan, M., Groeneveld, R., Pauwelussen, A., Haasnoot, T., & Bush, S. R. (2020). Science, subsidies and the politics of the pulse trawl ban in the European Union. *Marine Policy*, 118, 103975
- Kratzer, I. M. F., Schäfer, I., Stoltenberg, A., Chladek, J. C., Kindt-Larsen, L., Larsen, F. & Stepputtis, D. (2020). Determination of Optimal Acoustic Passive Reflectors to Reduce Bycatch of Odontocetes in Gillnets. *Frontiers in Marine Science*. 7(18):539.
- Kristensen, P.S. & Hoffmann, E. (2006). Østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden. Danmarks Fiskeriundersøgelser, DFU-rapport nr. 158-06.
- Kröncke, I. (2011). Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94:234-245.
- Lambert, G.I., Jennings, S., Kaiser, M.J., Hinz, H. & Hiddink, J.G. (2011). Quantification and prediction of the impact of fishing on epifaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* 430:71-86.
- Lancaster LT, Morrison G, Fitt RN. (2017). Life history trade-offs, the intensity of competition, and coexistence in novel and evolving communities under climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B* 372, 20160046. (doi:10.1098/rstb.2016.0046)
- Langedal, G., Stadig, C., Larsen, F. & Aarbakke, B. (2020). Clean Nordic Oceans main report - a network to reduce marine litter and ghost fishing. *TemaNord* 2020:509 (<http://dx.doi.org/10.6027/temanord2020-509>)
- Larsen, F. & Eigaard, O.R. (2014). Acoustic alarms reduce bycatch of harbour porpoises in Danish North Sea gillnet fisheries. *Fisheries Research*, vol 153, s. 108-112.
- Larsen, F., Krog, C. & Eigaard, O.R. (2013). Determining optimal pinger spacing for harbour porpoise bycatch mitigation. *Endangered Species Research*, vol 20, nr. 2, s. 147-152.
- Larsen, F., Krog, C., Klausstrup, M. & Buchmann, K. (2015). Kortlægning af sælskader i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 299-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 74 pp.
- Larsen F., Kindt-Larsen L., Kirk-Sørensen T., Glemarec G. 2021. Bycatch of marine mammals and seabirds. Occurrence and mitigation. Upubliceret rapport til Fiskeristyrelsen.
- Laugen, A.T., Engelhard, G.H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D., Dunlop, E.S., Eikeset, A.M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D.S., Ernande, B., Johnston, F., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N.O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp, A.D. & Dieckmann, U. (2013). Evolutionary impact assessment: Accounting for the evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries*, 15(1), 65-96. DOI: 10.1111/faf.12007.
- Laursen K. & Møller A.P. (2014). Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. *PLoS ONE* 9(4): e95851. doi:10.1371/journal.pone.0095851
- Law, R. & Rowell, C.A. (1993). Cohort-structured populations, selection responses, and exploitation of the North Sea cod. In: *The exploitation of evolving resources*, pp 155–173, Ed. by: Stokes, T. K., McGlade, J.M., and Law, R. Lecture Notes in Biomathematics 99, Springer-Verlag, Berlin.
- Le Manach, F., Bisiaux, L., Villasante, S., & Nouvian, C. (2019). Public subsidies have supported the development of electric trawling in Europe. *Marine Policy*, 104, 225-231

- Legge, O., Johnson, M., Hicks, N., Jickells, T., Diesing, M., Aldridge, J., ... & Williamson, P. (2020). Carbon on the Northwest European shelf: Contemporary budget and future influences. *Frontiers in Marine Science*, 7, 143.
- Lenz, R., Enders, K., Beer, S., Sørensen, T.K., Stedmon, C.A., (2016). Analysis of microplastic in the stomachs of herring and cod from the North Sea and Baltic Sea, DTU Aqua National Institute of Aquatic Resources. Technical University of Denmark, 2016.
- Lester, S.E., Halpern B.S., Grorud-Colvert K. *et al.* (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384, 33–46.
- Lewison, R. L. *et al.* (2014). 'Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), pp. 5271–5276. doi: 10.1073/pnas.1318960111.
- Lindegren, M., Waldo, S., Nilsson, P. A., Svedäng, H., & Persson, A. (2013). Towards sustainable fisheries of the Öresund cod (*Gadus morhua*) through sub-stock-specific assessment and management recommendations. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1140-1150.
- Linders, T., Infantes, E., Joyce, A., Karlsson, T., Ploug, H., Hassellöv, M., ... & Thomsen, L. (2018b). Particle sources and transport in stratified Nordic coastal seas in the Anthropocene. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6.
- Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A., & Sköld, M. (2018a). Distribution and fate of trawling-induced suspension of sediments in a marine protected area. *ICES Journal of Marine Science*, 75(2), 785-795.
- Love, M. S., & York, A. (2005). A comparison of the fish assemblages associated with an oil/gas pipeline and adjacent seafloor in the Santa Barbara Channel, Southern California Bight. *Bulletin of Marine Science*, 77(1), 101-118.
- Lucchetti, A., & Sala, A. (2012). Impact and performance of Mediterranean fishing gear by side-scan sonar technology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(11), 1806–1816.
- Luisetti, T., Turner, R. K., Andrews, J. E., Jickells, T. D., Kröger, S., Diesing, M., ... & Weston, K. (2019). Quantifying and valuing carbon flows and stores in coastal and shelf ecosystems in the UK. *Ecosystem services*, 35, 67-76.
- Lusher, A.L.; Hollman, P.C.H.; Mendoza-Hill, J.J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy.
- Lyngby, J.E., Mortensen, S.M. (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Lyngs, E. & Kampp, K. (1996). Ringing recoveries of razorbills *Alca torda* and guillemots *Uria aalge* in Danish waters. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 90(3):119-132.
- Løkkeborg, S. (2005). Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. FAO Fisheries Technical Paper 472:158.
- Løkkeborg, S. (2011). Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries—efficiency and practical applicability. *Marine Ecology Progress Series* 435:285-303.
- Macdonald, D.S., Little, M., Eno, N.C. & Hiscock, K. (1996). Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 6:257-268.
- Maes, T., Barry, J., Leslie, H. A., Vethaak, A. D., Nicolaus, E. E. M., Law, R. J., ... & Thain, J. E. (2018). Below the surface: Twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europe (1992–2017). *Science of the Total Environment*, 630, 790-798.

- Magorrian, B.H. & Service, M. (1998). Analysis of underwater visual data to identify the impact of physical disturbance on horse mussel (*Modiolus modiolus*) beds. *Marine Pollution Bulletin* 36(5):354-359.
- Majland, P. (2005). Succession and algal communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Aarhus Universitet. 96 pp.
- Mandelman, J. W., Cicia, A. M., Ingram Jr, G. W., Driggers III, W. B., Coutre, K. M., & Sulikowski, J. A. (2013). Short-term post-release mortality of skates (family Rajidae) discarded in a western North Atlantic commercial otter trawl fishery. *Fisheries Research*, 139, 76-84.
- Mangel, J. C. *et al.* (2018). Illuminating gillnets to save seabirds and the potential for multi-taxa bycatch mitigation, *Royal Society open science*, 5(7), p. 180254.
- Maree, B. A. *et al.* (2014). Significant reductions in mortality of threatened seabirds in a South African trawl fishery: Reduced seabird mortality in trawl fishing', *Animal Conservation*, 17(6), pp. 520–529. doi: 10/skw.
- Mariani, P., Hansen, J. H., Le Moan, A., Brown, E. J., Baktoft, H., Munk, P., ... & Støttrup, J. G. (2020). KYSTFISK III. Population connectivity of cod and plaice in Danish coastal waters. DTU Aqua Report no. 356.
- Martín J, Puig P, Palanques A, Giamportone A., (2014b). Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene*. 2014, 7:1–15.
- Martin, G. R. and Crawford, R. (2015) 'Reducing bycatch in gillnets: A sensory ecology perspective', *Global Ecology and Conservation*, 3, pp. 28–50. doi: 10.1016/j.gecco.2014.11.004.
- Martín, J, Puig, P, Masqué, P, Palanques, A and Sánchez-Gómez, A. (2014a). Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. *PLoS One* 9 (8): e104536.
- Martin, S. M., Cambridge, T. A., Grieve, C., Nimmo, F. M., & Agnew, D. J. (2012). An evaluation of environmental changes within fisheries involved in the Marine Stewardship Council certification scheme. *Reviews in Fisheries Science*, 20(2), 61-69.
- Maxwell, P. S., Eklöf, J. S., van Katwijk, M. M., O'Brien, K. R., de la Torre- Castro, M., Boström, C., ... & van der Heide, T. (2017). The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—a review. *Biological Reviews*, 92(3), 1521-1538.
- McHugh, M. J., Broadhurst, M. K., Sterling, D. J., and Millar, R. B. (2015). Comparing three conventional penaeid-trawl otter boards and the new batwing design. *Fisheries Research*, 167: 180–189.
- McInerney, C. E., Allcock, A. L., Johnson, M. P., & Prodöhl, P. A. (2009). Understanding marine reserve function in a seascape genetics context: *Nucella lapillus* in Strangford Lough (Northern Ireland) as an example. *Aquatic Biology*, 7(1-2), 45-58.
- McLaverty, C., Eigaard, O. R., Gislason, H., Bastardie, F., Brooks, M. E., Jonsson, P., ... & Dinesen, G. E., (2020a). Using large benthic macrofauna to refine and improve ecological indicators of bottom trawling disturbance. *Ecological Indicators*, 110, 105811. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105811>
- McLaverty, C., Eigaard, O.R., Dinesen, G.E., Gislason, H., Kokkalis, A., Erichsen, A.C., Petersen, J.K., (2020b). High-resolution fisheries data reveal effects of bivalve dredging on benthic communities in stressed coastal systems. *Marine Ecology Progress Series*, 642, 21–38. <https://doi.org/10.3354/meps13330>
- Melvin, E. F. *et al.* (2011). Reducing seabird strikes with trawl cables in the pollock catcher-processor fleet in the eastern Bering Sea, *Polar Biology*, 34(2), pp. 215–226. doi: 10/dt6dgv.

- Melvin, E. F., Guy, T. J. and Read, L. B. (2014) 'Best practice seabird bycatch mitigation for pelagic longline fisheries targeting tuna and related species', *Fisheries Research*, 149, pp. 5–18. doi: 10/ggkz8d.
- Merayo, E., Nielsen, R., Hoff, A., & Nielsen, M. (2018). Are individual transferable quotas an adequate solution to overfishing and overcapacity? Evidence from Danish fisheries. *Marine Policy*, 87, 167-176.
- Mercaldo-Allen, R., Goldberg, R. (2011). Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of moluscan shellfish. *NOAA technical memorandum NMFS-NE-220*.
- Meyer, J., Nehmer, P., & Kröncke, I. (2019). Shifting south-eastern North Sea macrofauna bioturbation potential over the past three decades: a response to increasing SST and regionally decreasing food supply. *Marine Ecology Progress Series*, 609, 17-32.
- MFVM (2019). Danmarks Havstrategi II. Første del. God miljøtilstand. Basisanalyse. Miljømål. Miljø- og Fødevareministeriet. April 2019. (Link)
- MFVM (2020a) Forvaltningsplan for sæler 2020. Miljøstyrelsen. Miljø- og Fødevareministeriet.
- MFVM (2020b). Danmarks Havstrategi II. Anden del. Overvågningsprogrammet. Miljø- og Fødevareministeriet. Juli 2020. (Link)
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2010): Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeri i Danmark. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2010.
- Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P. og Wind, P. (2019). Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk.
- Morgan, L.E., Chuenpagdee, R. (2003). Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. *PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.*
- Morizur, Y., Berrow, S.D., Tregenza, N.J.C., Couperus, A.S. & Pouvreau, S. (1999). Incidental catches of marine-mammals in pelagic fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research* 41, pp: 297-307.
- MSC (2020). Celebrating and supporting sustainable fisheries. The Marine Stewardship Council Annual Report 2019 – 20. <https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/about-the-msc/msc-annual-report-2019-2020.pdf>
- Murray, F. & Cowie, P.R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* 62(6):1207-17.
- Möhlenberg, F., Andersen, J.H., Murray, C., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Fossing, D. & Krause-Jensen, D. (2008). Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig Rapport, 16. september 2008.
- NAMMCO-IMR. (2019). Report of Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of Harbour Porpoises in the North Atlantic. Tromsø, Norway.
- Nielsen, P., & Petersen, J. K. (2019). Flat oyster fishery management during a time with fluctuating population size. *Aquatic Living Resources*, 32, 22.
- Nielsen, P., Nielsen, M. M., McLaverty, C., Kristensen, K., Geitner, K., Olsen, J., ... & Petersen, J. K. (2021). Management of bivalve fisheries in marine protected areas. *Marine Policy*, 124, 104357.
- Noack, T., Savina, E., & Karlsen, J. D. (2020). Survival of undersized plaice (*Pleuronectes platessa*) discarded in the bottom otter trawl and Danish seine mixed fisheries in Skagerrak. *Marine Policy*, 115, 103852.

- O'Neil, F. G., and Ivanovic, A. (2016). The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 73: i5–i14.
- Oberle, F. K., Storlazzi, C. D., & Hanebuth, T. J. (2016). What a drag: Quantifying the global impact of chronic bottom trawling on continental shelf sediment. *Journal of Marine Systems*, 159, 109-119.
- Obst, M., Vicario, S., Lundin, K., Berggren, M., Karlsson, A., Haines, R., ... & Güntsch, A. (2018). Marine long-term biodiversity assessment suggests loss of rare species in the Skagerrak and Kattegat region. *Marine Biodiversity*, 48(4), 2165-2176.
- Olesen, B., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (2009). Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*, fremlagt ved ASLO Aquatic Science Meeting 2009. A cruise through nice waters. 1 p. (abstract)
- Olesen, H.J. & Storr-Paulsen, M. (2015). *Eel, cod and sea trout harvest in Danish recreational fishing during 2012*. DTU Aqua report no. 293-2015
- Olsgaard, F., Schaanning, M. T., Widdicombe, S., Kendall, M. A., & Austen, M. C. (2008). Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1–2), 123–133.
- Opitz, S., Hoffmann, J., Quaas, M., Matz-Lück, N., Binohlan, C., & Froese, R. (2016). Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic. *Marine Policy*, 71, 10-14.
- OSPAR (2008). OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Commission 2008-6, 5 pp.
- Ovegård, M., Sundelöf, A., & Valentinsson, D. (2021). Much ado about nothing: An example of how failed incentives thwarted the implementation of the EU landing obligation. *Marine Policy*, 123, 104305.
- Palialexis A., S. Korpinen, A. F. Rees, I. Mitchell, D. Micu, J. Gonzalvo, D. Damalas, M. Aissi, L. Avellan, A. Brind'Amour, A. Brunner, S. Camilleri, I. Carlén, D. Connor, M. Dagys, A. C. Cardoso, V. Dierschke, J-N. Druon, S. Engbo, M. Frederiksen, P. Gruszka, F. Haas, J. Haldin, N. Häubner, P. Heslenfeld, L. Koehler, S. Koschinski, V. Kousteni, M-L. Krawack, A. Kreutle, E. Lefkaditou, L. Lozys, L. Luigujoe, C. Lynam, C. Magliozzi, I. Makarenko, G. Meun, T. Moura, M. Pavičić, N. Probst, M. Salomidi, F. Somma, F. Svensson, K. Torn, K. Tsiamis, M. Tuaty-Guerra, (2021). Species thresholds: Review of methods to support the EU Marine Strategy Framework Directive, EUR 30680 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-36342-2, doi:10.2760/52931, JRC124947.
- Parente J, Fonseca P, Henriques V, Campos A (2008). Strategies for improving fuel efficiency in the Portuguese trawl fishery. *Fisheries Research*, 93(1–2): p. 117–124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.03.001>
- Parker, R.W.R. and Tyedmers, P. (2015) Fuel consumption of global fishing fleets: current understanding and knowledge gaps. *Fish and Fisheries*. 16, 684–696.
- Parker, R.W.R., Blanchard, J.L., Gardner, C. *et al.* (2018) Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nature Climate Change*, 8, 333–337.
- Pastor A, Larsen J, Mohn C, Saurel C, Petersen JK, Maar M, (2020). Sediment transport model quantifies plume length and light conditions from mussel dredging. *Frontiers in Marine Science*. Doi: 10.3389/fmars.2020.576530
- Pedersen, M.F., Borum, J. & Brøgger, L. (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein, B.A. (ed). *Havmiljøet ved årtusindeskiftet*. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen, S.A., Støttrup, J., Sparrevohn, C.R. & Nicolajsen, H. (2005). Registreringer af fangster i indre danske farvande 2002, 2003 og 2004 – Slutrapport. DFU-Rapport nr. 155-05. 149s.

- Pena, R. R., & Colgan, D. J. (2020). Does marine bioregionalisation provide a framework for the conservation of genetic structure? *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101505.
- Pérez-Ramírez, M., Castrejón, M., Gutiérrez, N. L., & Defeo, O. (2016). The Marine Stewardship Council certification in Latin America and the Caribbean: A review of experiences, potentials and pitfalls. *Fisheries Research*, 182, 50-58.
- Petersen J.K., Holm A-P, Christensen A, Krekoukiotis D, Andreasen H, Gislason H, Behrens J, Svendsen JC, Timmermann K, Møller LF, Bach L, Larsen MM, Zrust M, Nielsen MM, Eigaard OR, Nielsen P, Stæhr PA, Høgslund S & Nielsen TG (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klima. DTU Aqua Rapport 336-2018, 118 pp. + bilag.
- Petersen, C.G.J. (1913). Havets bonitering II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. *Fra den Danske Biologiske Station* 21:1-42.
- Petersen, I. K. and Nielsen, R. D. (2011) Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. Report commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute: Aarhus University - Denmark, p. 62. pp. + bilag
- Petersen, J.K., Brooks, M.E., Edelvang, K., Eigaard, O.R., Göke, C., Hansen, F.T., Kuhn, J., Mohn, C., Maar, M., Olsen, J., Pastor, A., Stæhr, P.A. & Svendsen, J.C. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. *DTU Aqua-rapport* nr. 361-2020. 49 pp. + bilag.
- Pierre, J.P., Abraham, E.R., Richard, Y., Cleal, J. & Middleton, D.A.J. (2012). Controlling trawler waste discharge to reduce seabird mortality. *Fisheries Research Vol. 131–133*:30–38.
- Pilskaln, C.H., Churchill, J.H., Mayer, L.M., (1998). Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. *Conservation Biology* 12, 1223-1229.
- Pinsky, M. L., & Palumbi, S. R. (2014). Meta- analysis reveals lower genetic diversity in overfished populations. *Molecular ecology*, 23(1), 29-39.
- Pommer, C. D., Olesen, M., & Hansen, J. L. (2016). Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*, 548, 47-60.
- Pott, C. and Wiedenfeld, D. A. (2017). 'Information gaps limit our understanding of seabird bycatch in global fisheries', *Biological Conservation*, 210, pp. 192–204. doi: 10/gbqqht.
- Priour, D. (2009). Numerical optimisation of trawls design to improve their energy efficiency. *Fisheries Research*, 98, 40-50. DOI: 10.1016/j.fishres.2009.03.015
- Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martin, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A. & Calafat, A.M. (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489:286-290.
- Raby, G. D., Packer, J. R., Danylchuk, A. J., & Cooke, S. J. (2014). The understudied and underappreciated role of predation in the mortality of fish released from fishing gears. *Fish and Fisheries*, 15(3), 489-505.
- Ramsay, K., Kaiser, M.J. & Hughes, R.N. (1998). Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 224:73-89.
- Regular, P. et al. (2013) 'Canadian fishery closures provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations', *Biology Letters*, 9(4), p. 20130088. doi: 10/ggkz8g.
- Regular, P., Montevecchi, W., Hedd, A., Robertson, G. & Wilhelm, S. (2013). Canadian fishery closure provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biology Letters* 9: 20130088.
- Reiss, H., Greenstreet, S.P.R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F., Robinson, L., Wolff, W.J. & Kröncke, I. (2009). Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394:201-213.

- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J.G., Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S.A., Skjöld, M., Trabucco, B., Enserink, L. & Norkko, A. (2011). Indicators for sea-floor integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators* 12(1):174-184.
- Riemann, B. & Hoffmann, E. (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series* 69:171-178.
- Rigolet, C., Dubois, S. F., & Thiébaud, E. (2014). Benthic control freaks: Effects of the tubicolous amphipod *Haploids nirae* on the specific diversity and functional structure of benthic communities. *Journal of Sea Research*, 85, 413-427.
- Rijnsdorp, A.D. & Vingerhoed, B. (2001). Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* L. and sole *Solea solea* (L.) in relation to the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research* 45:219–229.
- Rijnsdorp, A. D., Depestele, J., Eigaard, O. R., Hintzen, N. T., Ivanovic, A., Molenaar, P., ... & van Kooten, T. (2020a). Mitigating seafloor disturbance of bottom trawl fisheries for North Sea sole *Solea solea* by replacing mechanical with electrical stimulation. *Plos one*, 15(11), e0228528.
- Rijnsdorp, A.D., Hiddink, J.G., van denderen, P.D., Hintzen, N.T., Eigaard, O.R., Valanko, S., Bastardie, F., Bolam, S.G., Boulcott, P., Egekvist, J., Garcia, C. van Hoey, G., Johsson, P., Laffargue, P., Nielsen, J.R., Piet, G.J., Sköld, M., & van Kooten, T. (2020b). Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science* 77: 1772-1786.
- Rindorf, A., Cardinale, M., Shephard, S., De Oliveira, J. A., Hjørleifsson, E., Kempf, A., ... & Vinther, M. (2017). Fishing for MSY: using “pretty good yield” ranges without impairing recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 74(2), 525-534.
- Rindorf, A., Gislason, H., Burns, F., Ellis, J. R., & Reid, D. (2020). Are fish sensitive to trawling recovering in the Northeast Atlantic? *Journal of Applied Ecology*, 00, 1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13693>
- Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M. (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Robinson, L. A., & Frid, C. L. (2008). Historical marine ecology: examining the role of fisheries in changes in North Sea benthos. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(5), 362-372.
- Rose, C. S., Gauvin, J. R., & Hammond, C. F. (2010). Effective herding of flatfish by cables with minimal seafloor contact. *Fishery Bulletin*, 108(2), 136-144.
- Rosenberg, R., & Nilsson, H. C. (2005). Deterioration of soft-bottom benthos along the Swedish Skagerrak coast. *Journal of Sea research*, 54(3), 231-242.
- Rouse, S., Kafas, A., Catarino, R., & Peter, H. (2018). Commercial fisheries interactions with oil and gas pipelines in the North Sea: considerations for decommissioning. *ICES Journal of Marine Science*, 75(1), 279-286.
- Rouse, S., Hayes, P., & Wilding, T. A. (2020). Commercial fisheries losses arising from interactions with offshore pipelines and other oil and gas infrastructure and activities. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1148-1156.
- Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Atwood, T. B., Auber, A., ... & Lubchenco, J. (2021). Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 1-6.
- SAMBAH, (2016). Final report for LIFE+ project SAMBAH LIFE08 NAT/S/000261 covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Reporting date 29/02/2016.
- Savina, E., Krag, L. A., & Madsen, N. (2018). Developing and testing a computer vision method to quantify 3D movements of bottom-set gillnets on the seabed. *ICES Journal of Marine Science*, 75(2), 814-824.

- Savina, E., Noack, T., & Karlsen, J. D. (2019). Effects of season, target species and codend design on the survival of undersized plaice (*Pleuronectes platessa*) discarded in the bottom otter trawl mixed fisheries in Skagerrak. *Fisheries Research*, 219, 105311.
- Schwinghamer, P., Gordon, D. C., Rowell, T. W., Prena, J., Mckeown, L., Sonnichsen, G., & Guigné, J. Y. (2010). Effects of Experimental Otter Trawling on Surficial Sediment Properties of a Sandy-Bottom Ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Conservation Biology*, 12(6), 1215–1222.
- Sciberras M., Hiddink J.G., Jennings S., Szostek C.L., Hughes K.M., Kneafsey B., *et al.* (2018). Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*. 19(4): 698–715.
- Sciberras, M., Parker, R., Powell, C., Robertson, C., Kroger, S., Bolam, S., & Geert Hiddink, J., (2016). Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments. *Limnology and Oceanography*, 61(6), 2076–2089.
- Selig, E. R., Kleisner, K. M., Ahoobim, O., Arocha, F., Cruz- Trinidad, A., Fujita, R., ... & Saavedra-Díaz, L. M. (2017). A typology of fisheries management tools: using experience to catalyse greater success. *Fish and Fisheries*, 18(3), 543-570
- Sewell, J., Harris, E., Hinz, H., Votier, S. & Hiscock, K. (2007). An assessment of the impact of selected fishing activities on European marine sites and a review of mitigation measures. *Report to the Seafish Industry Authority (Seafish)*. Plymouth, Marine Biological Association of the UK and the University of Plymouth.
- Shephard, S., Goudey, C. A., Read, A., & Kaiser, M. J., (2009). Hydrodredge: Reducing the negative impacts of scallop dredging. *Fisheries Research*, 95(2-3), 206-209.
- Sherley, R. B. *et al.* (2020), Scavenger communities and fisheries waste: North Sea discards support 3 million seabirds, 2 million fewer than in 1990, *Fish and Fisheries*, 21(1), pp. 132–145. doi: 10/ghf4vt.
- Shester, G.G. & Micheli, F. (2011). Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation* 144:1673-1681.
- Short F.T., Wyllie-Echeverria S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*; 23(01): 17.
- Sköld, M., Göransson, P., Johnsson, P., Bastardie, F., Blomquist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nielsson, H.C., & Bartolino, V. (2018). Effect of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586:41-55.
- Sogn-Grundvåg, G., Asche, F., Zhang, D., & Young, J. A. (2019). Eco-labels and product longevity: The case of whitefish in UK grocery retailing. *Food Policy*, 88, 101750.
- Sparrevohn, C.R., Nielsen, J. & Storr-Paulsen, M. (2011). Eel, sea trout and cod catches in Danish recreational fishing. Survey design and 2010 catches in the Danish waters. DTU Aqua Rapport nr. 240-2011.
- Steller, D. L., Riosmena- Rodríguez, R., Foster, M. S., & Roberts, C. A. (2003). Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(S1), S5-S20.
- Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, Corbett D, Erlandson JM, Estes JA, *et al.* (2002). Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*. 29(4):436–59.
- Steneck, R. S., Leland, A., McNaught, D. C., & Vavrinec, J. (2013). Ecosystem flips, locks, and feedbacks: the lasting effects of fisheries on Maine's kelp forest ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 89(1), 31-55.

- Strain, E.M.A., Allcock, A.L., Goodwin, C.E., Maggs, C.A., Picton, B.E. & Roberts, D. (2012). The long-term impacts of fisheries on epifaunal assemblages function and structure, in a Special Area of Conservation. *Journal of Sea Research* 67:58-68.
- Strand, J., Tairova, Z. & Metcalfe, R. d'A., (2016). Status on beach litter monitoring in Denmark 2015. Amounts and composition of marine litter on Danish reference beaches. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy, 42 pp., 2016. [Online]. Available: <http://dce2.au.dk/pub/SR177.pdf>.
- Strong, J. A., Clements, A., Lillis, H., Galparsoro, I., Bildstein, T., & Pesch, R. (2019). A review of the influence of marine habitat classification schemes on mapping studies: inherent assumptions, influence on end products, and suggestions for future developments. *ICES Journal of Marine Science*, 76(1), 10-22.
- Strydom S, McMahon K, Kendrick G, Statton J, Lavery P.S. (2017a). Seagrass *Halophila ovalis* is affected by light quality across different life history stages. *Mar Ecol Prog Ser*, 572: 103–16.
- Strydom, S., McMahon, K., & Lavery, P. S. (2017b). Response of the seagrass *Halophila ovalis* to altered light quality in a simulated dredge plume. *Marine pollution bulletin*, 121(1-2), 323-330.
- Støttrup, J. G., Kokkalis, A., Christoffersen, M., Pedersen, E. M., Pedersen, M. I., & Olsen, J. (2020). Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder: Nøglefiskerrapport for 2017-2019. DTU Aqua. *DTU Aqua-rapport No. 375-2020*.
- Støttrup, J.G., Lund, H.S., Munk, P., Dutz, Kindt-Larsen, L., Egekvist, J., Stenberg, C. & Gissel Nielsen, T. (2014) KYSTFISK I. Udviklingen i kystnære fiskebestande. DTU Aqua-rapport nr. 281-2014.
- Støttrup, J.G., Stenberg, C., Dinesen, G.E., Torp Christensen, H. & Wieland, K. (2013). Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. *DTU Aqua Rapport 266-13*, 44 pp.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. & Rihan, D. (2012). Low impact and fuel efficient fishing - Looking beyond the horizon. *Fisheries Research* 119-120:135-146.
- Svedäng, H., & Hornborg, S. (2017). Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: Evidence of growth retardation. *Ecology and evolution*, 7(16), 6089-6102.
- Søfartsstyrelsen, (2021a). Havplanreddegørelse. Erhvervsministeriet. 55 pp. <https://havplan.dk/portalcache/api/v1/file/da/4dfe73e6-2299-447e-9117-032ad8364f3a.pdf>
- Søfartsstyrelsen, (2021b). Miljøvurdering af Danmarks havplan. Miljørapport, marts 2021. COWI A/S. 235 pp. <https://havplan.dk/content/api/latest/files/41d05b1e-a6e2-46a4-af79-ed8c2bbcf786/file>
- Søfartsstyrelsen, (2021c). Scenarier til brug for miljøvurdering af Danmarks første havplan. COWI A/S. 55 pp. <https://havplan.dk/content/api/latest/files/1f51ad16-ed71-41de-a23b-660bee066fe0/file>
- Sørensen, T.K., Stedmon, C., Enders, K. & Henriksen, O. (2013). Analyse af marint affald i sild og hvilling fra det nordlige Storebælt. Notat til Naturstyrelsen 13 s.
- Tarnowski, M. (2006). A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. & Blaber, S.J.M. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531–547.
- Tendal, O. S., & Dinesen, G. E. (2005). Biogenic sediments, substrates and habitats of the Faroese shelf and slope. *BIOFAR Proceedings, 2005*, 224-242.
- Tiano, J. (2020). Evaluating the consequences of bottom trawling on benthic pelagic coupling and ecosystem functioning. Universiteit Gent. Faculteit Wetenschappen, Ghent. <http://hdl.handle.net/1854/LU-8677716>

- Tiano, J. C., van der Reijden, K. J., O'Flynn, S., Beauchard, O., van der Ree, S., van der Wees, J., *et al.* (2020). Experimental bottom trawling finds resilience in large-bodied infauna but vulnerability for epifauna and juveniles in the Frisian Front. *Marine Environmental Research*, 159(March), 104964.
- Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S. & Kaiser, M.J. (2006). Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318:31-45.
- Tilman, D. and Clark, M. (2014) Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515, 518–522.
- Tinker, J., Lowe, J., Pardaens, A., Holt, J. and Barciela, R. (2016) Uncertainty in climate projections for the 21st century northwest European shelf seas. *Progress in Oceanography*, 148, 56–73.
- Tomczak, M.T., Dinesen, G.E., Hoffmann, E., Maar, M. & Støttrup, J.G. (2013). Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187.
- Travaille, K. L. T., Lindley, J., Kendrick, G. A., Crowder, L. B., & Clifton, J. (2019). The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems. *Global Environmental Change*, 57, 101919.
- Tremblay-Boyer L, Gascuel D, Watson R, Christensen V, Pauly D., (2011). Modelling the effects of fishing on the biomass of the world's oceans from 1950 to 2006. *Marine Ecology Progress Series*, 442:169–85.
- Tuck, G. N. *et al.* (2011). An assessment of seabird–fishery interactions in the Atlantic Ocean, *ICES Journal of Marine Science*, 68(8), pp. 1628–1637. doi: 10/dsbvx6.
- Uhlmann, S. S., van Helmond, A. T. M., Stefańsdo'ttir, E. K., Sigurðardo'ttir, S., Haralabous, J., Maria Bellido, J., Carbonell, A., Catchpole, T., Damalas, D., Fauconnet, L., Feekings, J., Garcia, T., Madsen, N., Mallold, S., Margeirsson, S., Palialexis, A., Readdy, L., Valeiras, J., Vassilopoulou, V., and Rochet, M-J., 2014. Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1235–1245.
- UN (1992). Report of the United Nations Conference on Environment and Development. https://www.un.org/en/development/desa/population/migration/generalassembly/docs/globalcompact/A_CONF.151_26_Vol.I_Declaration.pdf
- UN (1995). United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_fish_stocks.htm
- Vainikka, A., Gårdmark, A., Bland, B. and Hjelm, J. (2009) Two- and three- dimensional maturation reaction norms for the eastern Baltic cod, *Gadus morhua*. *ICES Journal of Marine Science* 66, 248–257.
- van de Wolfshaar, K. E., van Denderen, P. D., Schellekens, T., & van Kooten, T. (2020). Food web feedbacks drive the response of benthic macrofauna to bottom trawling. *Fish and Fisheries*, 21(5), 962-972.
- van Denderen, P. D., Bolam, S. G., Hiddink, J. G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A. D., & Van Kooten, T. (2015). Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541, 31-43.
- van Denderen, P. D., van Kooten, T., & Rijnsdorp, A. D. (2013). When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1769), 20131883.
- van der Reijden, K. J., Molenaar, P., Chen, C., Uhlmann, S. S., Goudswaard, P. C., & Van Marlen, B. (2017). Survival of undersized plaice (*Pleuronectes platessa*), sole (*Solea solea*), and dab

- (Limanda limanda) in North Sea pulse-trawl fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 74(6), 1672-1680.
- van Keeken, O.A., van Hoppe, M., Grift, R.E. & Rijnsdorp, A.D. (2007). Changes in the spatial distribution of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*) and implications for fisheries management. *Journal of Sea Research* 57:187–197.
- Various (2018). Open letter to MSC. https://www.make-stewardship-count.org/wp-content/uploads/2018/02/Open-Letter-to-MSC_FINAL_January-2018.pdf (downloaded 20-01-2021)
- Veale, L. O., Hill, A. S., Hawkins, S. J., & Brand, A. R. (2000). Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Marine Biology*, 137(2), 325-337.
- Vetemaa, M. and Ložys, L. (2009). Action D1 – Use of by-catch safe fishing gear in pilot project areas. LIFE Nature project LIFE 05 NAT/LV/000100, p. 17. Available at: http://lifempa.balticseaportal.net/media/upload/File/Deliverables/Action%20reports/D1_final_report.pdf.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. *WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour.*, 55 pp.
- Vinther, H.F., Laursen, J.S. & Holmer, M. (2008). Negative effects of blue mussel (*Mytilus edulis*) presence in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Flensborg Fjord, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:91-103.
- Vinther, M. & Larsen, F. (2004). Updated estimates of harbour porpoise by-catch in the Danish bottom set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 6(1):19-24.
- Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Svegaard, S. & Teilmann, J. (2014). Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Published online Mar Biol DOI 10.1007/s00227-013-2374-6*.
- Vorberg, R. (2000). Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES Journal of Marine Science* 57 (5): 1416-1420.
- Votier, S.C., Furness, R.W. Bearhop, S., Crane, J.E., Caldow, R.W.G., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K.C., Hudson, A.V., Kalmbach, E., Klomp, N.I., Pfeiffer, S., Phillips, R.A., Prieto, I. & Thompson, D.R. (2004). Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature* 427:727-730.
- Wakefield, J. (2018). The Ecosystem Approach and the Common Fisheries Policy. In *The Ecosystem Approach in Ocean Planning and Governance* (pp. 287-316). Brill Nijhoff.
- Wang, W., Xu, N., Zhang, L., Andersen, K. H., & Klaminder, J. (2020). Anthropogenic forcing of fish boldness and its impacts on ecosystem structure. *Global Change Biology*. (in press)
- Wanless, S., Harris, M. P., Newell, M. A., Speakman, J. R., & Daunt, F. (2018). Community-wide decline in the occurrence of lesser sandeels, *Ammodytes marinus*, in seabird chick diets at a North Sea colony. *Marine Ecology Progress Series*, 600, 193-206.
- Weigel, J. Y., Mannle, K. O., Bennett, N. J., Carter, E., Westlund, L., Burgener, V., ... & Piante, C. (2014). Marine protected areas and fisheries: bridging the divide. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(S2), 199-215.era
- Weimerskirch, H., Capdeville, D. and Duhamel, G. (2000). Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area', *Polar Biology*, 23(4), pp. 236–249. doi: 10/dpmzkv.
- Weinert, M., Mathis, M., Kröncke, I., Pohlmann, T., & Reiss, H. (2021). Climate change effects on marine protected areas: Projected decline of benthic species in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 163, 105230.

- Wheeler, C. R., Gervais, C. R., Johnson, M. S., Vance, S., Rosa, R., Mandelman, J. W., & Rummer, J. L. (2020). Anthropogenic stressors influence reproduction and development in elasmobranch fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30, 373-386.
- Wiborg, KR. (1946). Undersøkelser over oskjellet. *Rep. Norw. Fish. Mar. Invest.* 8, 1-85.
- Wijen, F., & Chiroleu-Assouline, M. (2019). Controversy over voluntary environmental standards: A socioeconomic analysis of the Marine Stewardship Council. *Organization & Environment*, 32(2), 98-124.
- Wilson, S. M., Raby, G. D., Burnett, N. J., Hinch, S. G., & Cooke, S. J. (2014). Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biological Conservation*, 171, 61-72.
- World Commission on Environment and Development (1987). *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.
- Wright, P. J., Pinnegar, J. K., & Fox, C. (2020). Impacts of climate change on fish, relevant to the coastal and marine environment around the UK. *MCCIP Science Review*, 354-381.
- Wright, P.J. (2005). Temporal and spatial variation in reproductive investment of haddock in the North Sea. *ICES Document CM 2005/Q:07*.
- Zablotski, Y., & Kraak, S. B. (2019). Marine litter on the Baltic seafloor collected by the international fish-trawl survey. *Marine pollution bulletin*, 141, 448-461.
- Ziegler, F., & Hornborg, S. (2014). Stock size matters more than vessel size: the fuel efficiency of Swedish demersal trawl fisheries 2002–2010. *Marine Policy*, 44, 72-81.
- Ziegler, F., Hornborg, S., Green, B. S., Eigaard, O. R., Farmery, A. K., Hammar, L., ... & Vázquez-Rowe, I. (2016). Expanding the concept of sustainable seafood using Life Cycle Assessment. *Fish and Fisheries*, 17(4), 1073-1093.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* 142:1269-1281.
- Žydelis, R., Small, C. & French, G. (2013). The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162:76-88. doi: 10.1016/j.biocon.2013.04.002.

Bilag 1. Estimeret udsmid i forskellige danske fiskerier i 2019

Der er ikke taget stilling til hvorvidt udsmidet er lovligt eller ulovligt, men udsmidet er udregnet som et samlet estimat baseret på de gennemførte observatør ture. Kun værdier med enten landing eller udsmid på over 1 t. er medtaget i tabellerne.

Østlige Østersø: Bundtrawl med maskestørrelse på 105 mm / T90 og med Bacoma panel på 120 mm og med demersale fisk som mållart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Torsk	363	684
Skrubbe	749	314
Rødspætte	43	37
Hvilling	3	2

Vestlige Østersø: Bundtrawl med maskestørrelse på 105 mm/ T90 og med Bacoma panel på 120 mm med demersale fisk som mållart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Torsk	249	2256
Rødspætte	255	2061
Skrubbe	211	608
Ising	109	332
Hvilling	7	41
Pighvarre	11	30
Tunge	0	10
Slethvarre	1	4
Rødtunge	0	3
Makrel	1	0
Håising	2	0
Ulk	10	0

Skagerrak: Bundtrawl med maskestørrelse på 32-69 mm med dybvandsrejer som målarart.

Art	Udsnid (tons)	Landing (tons)
Dybvandsreje	71	1743
Sej	0	324
Torsk	2	120
Havtaske	0	38
Skærising	3	29
Lange	0	12
Kulmule	0	9
Kuller	0	7
Lyssej	0	4
Rødspætte	0	3
Helleflynder	0	2
Glasreje	5	1
*Blæksprutter	1	1
Stenbider	11	1
Pletrokke	0	1
Skælbrosme	2	0
Havmus	5	0
**Rejer	447	0
Sperling	202	0
Strømsild	44	0
Blåhvilling	42	0
Tærbe	12	0
Sorthaj	9	0
Sølvorsk	4	0
Sild	3	0
Håising	2	0
Krøyers prikfisk	2	0
Firetrådet havkvabbe	1	0
Skolæst	1	0

**ikke udspecificeret i arter **rejer (undtagen dybvandsrejer og hesterejer)*

Skagerrak: Bundtrawl med maskestørrelse på 90-119 mm med jomfruhummer og demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Jomfruhummer	680	3276
Torsk	230	1206
Rødspætte	647	1181
Sej	5	770
Havtaske	6	514
Skærising	35	436
Kulmule	136	283
Ising	267	228
Kuller	55	184
Rødtunge	30	182
Lange	1	109
NA	0	73
Lyssej	1	59
Hvilling	354	57
Pletrokke	0	56
Pighvarre	14	51
*Blæksprutter	7	49
Tunge	0	43
Helleflynder	0	37
Slethvarre	2	18
Makrel	8	17
Taskekrabbe	58	13
Skrubbe	11	11
Skade	1	10
Stenbider	3	10
Hestemakrel	285	8
Pighaj	12	5
Rød knurhane	14	2
Fjæsing	0	2
Grå knurhane	38	1
Skælbrosme	1	1
Skolæst	0	1
Brosme	0	1
Blålange	0	1
Havmus	1	1
Troldkrabbe	13	0
Sild	21	0
Håising	274	0
Sct. Peter fisk	1	0
Ulk	2	0
Firetrådet havkvabbe	101	0

Sperling	50	0
Blåhvilling	46	0
Tærbe	7	0
Småpletlet rødhaj	6	0
Sømrøkke	5	0
Plettet fløjfisk	4	0
Tretrådet havkvabbe	4	0
Glyse	4	0
Stribet fløjfisk	3	0
Ålebromse	1	0
Sorthaj	1	0
Tungevarre	1	0
Molboøsters	1	0
Blåkjæft	1	0
Langtornet ulk	1	0
Dybvandsreje	1	0

**ikke udspecificeret i arter*

Skagerrak: Bundtrawl med maskestørrelse på >120 mm med demersale fisk og jomfruhummer som mållart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Torsk	4	550
Rødspætte	72	500
Havtaske	1	96
Kuller	0	75
Ising	8	69
Sej	0	68
Rødtunge	0	57
Kulmule	1	54
Lyssej	0	40
Pighvarre	1	27
Skærising	0	26
*Blæksprutter	0	22
Jomfruhummer	0	14
Lange	0	11
Hvilling	0	7
Slethvarre	1	6
Tunge	0	3
Helleflynder	0	3
Stenbider	1	3
Taskekrabbe	0	2
Makrel	25	2
Skrubbe	6	2
Hestemakrel	33	1
Rød knurhane	0	1
Pighaj	3	0
Grå knurhane	4	0
Skælbrosme	1	0
Tærbe	8	0
Sømrøkke	2	0
Storplettet Rokke	1	0
Småplettet rødhaj	1	0

**ikke udspecificeret i arter*

Skagerrak: Snurrevod med maskestørrelse på >90 mm med torsk, rødspætter og demersale arter som målar.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Rødspætte	1381	1834
Torsk	18	292
Ising	532	279
Kuller	0	157
Skærising	0	59
Kulmule	0	57
Skrubbe	6	34
Rødtunge	1	27
Hvilling	0	12
Lyssej	0	11
Sej	0	8
Rød knurhane	0	8
Tunge	0	7
Havtaske	1	6
Pighvarre	1	5
Lange	0	2
*Blæksprutter	0	2
Slethvarre	0	2
Helleflynder	0	1
Fjæsing	0	1
Makrel	0	1
Grå knurhane	8	0
Håsing	5	0
Pighaj	2	0
Ulk	2	0

**ikke udspecificeret i arter*

Kattegat: Bundtrawl med maskestørrelse på 90-119 mm med jomfruhummer og demersale fisk som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Jomfruhummer	287	2386
Rødspætte	398	272
Tunge	6	110
Skrubbe	94	77
Torsk	33	59
Slethvarre	32	58
Fjæsing	33	38
Ising	1114	20
Taskekrabbe	36	19
Pighvarre	3	17
Skærising	7	16
Rødtunge	27	13
Kulmule	35	6
Kuller	1	5
Makrel	1	3
Havtaske	1	3
Grå knurhane	156	2
Lange	0	2
Hvilling	176	2
Sej	2	1
*Blæksprutter	0	1
Stenbider	5	1
Hestemakrel	2	0
Sild	14	0
Troldkrabbe	1	0
Småplettet rødhaj	1	0
Pighaj	16	0
Stribet rød Mulle	1	0
Tungehvarre	1	0
Håising	87	0
Svømmekrabbe	41	0
Ulk	25	0
Brisling	11	0
Tærbe	5	0
Stribet fløjfisk	4	0
Plettet fløjfisk	3	0
Firetrådet havkvabbe	3	0
Strandkrabbe	2	0

Nordsøen: Bundtrawl med maskestørrelse på ≥ 120 mm med demersale fisk som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Sej	23	3536
Torsk	114	3398
Rødspætte	0	2753
Havtaske	35	1925
Kulmule	28	1049
Lange	3	898
Kuller	53	674
Skærising	9	546
Rødtunge	1	534
Ising	17	208
Hvilling	32	156
Lyssej	0	129
Jomfruhummer	1	116
*Blæksprutter	1	116
Pighvarre	0	102
Helleflynder	0	99
Skælbrosme	13	64
Glashvarre	1	48
Brosme	0	43
Slethvarre	0	29
Skrubbe	0	15
Pighaj	8	11
Makrel	13	10
Rød knurhane	0	5
Taskekrabbe	1	4
Skade	1	3
Tunge	0	3
Blålange	1	3
Stor rødfisk	2	2
Dybhavsrødfisk	0	2
Hestemakrel	32	1
Stenbider	1	1
Havål	0	1
Fjæsing	0	1
Grå knurhane	134	0
Havmus	14	0
Tærbe	340	0
Troldkrabbe	28	0
Pletrokke	1	0
Sorthaj	22	0
Strømsild	19	0
Ringhaj	16	0

Småpletet rødhaj	8	0
Plovjersrokke	6	0
Glathaj	5	0
Guldlaks	5	0
Blåhvilling	4	0
Håising	4	0
Stribet havkat	1	0
Sild	1	0
Hvidrokke	1	0

**ikke udspecificeret i arter*

Nordsøen: Snurrevod/ Flyshooter med maskestørrelse på >= 120 mm med demersale fisk som måltart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Kulmule	8	1220
Torsk	4	627
Sej	50	513
Kuller	4	262
Lange	0	80
Lyssej	0	21
Havtaske	0	19
Rødspætte	0	16
Hvilling	1	15
Glashvarre	0	15
Helleflynder	0	9
*Blæksprutter	0	8
Rødtunge	0	5
Skærising	0	4
Brosme	0	1
Makrel	0	1
Hestemakrel	4	0
Grå knurhane	26	0
Tærbe	4	0
Pletrokke	1	0

**ikke udspecificeret i arter*

Nordsøen: Bomtrawl med maskestørrelse på 16-31mm mm med hesterejser som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Hestereje	293	1498
Skrubbe	1	0
Ising	45	0
Hvilling	25	0
Rødspætte	22	0
Panser ulk	5	0
Sand kutlinger	3	0
Brisling	2	0
Ålekvabbe	2	0
*Blæksprutter	1	0
Glastunge	1	0
Sild	1	0
Tunge	1	0
**Rejer	1	0
Rødtunge	1	0
Ulk	1	0

**ikke udspecificeret i arter **rejer (undtagen dybvandsrejer og hesterejer)*

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk