

DTU Aquas leverancer til Fiskerikommissionen

Anja Gadgård Boye, Anna Rindorf, Barry O'Neill, Christian Riisager-Simonsen, Grete E. Dinesen, Henrik Mosegaard, Jonathan Stounberg, Jordan P. Feekings, Josefine Egekvist, Jørgen Dalskov, Ludvig Krag, Mikael van Deurs, Morten Vinther, Ole Henriksen, Ole Ritzau Eigaard, Rikke Frandsen og Stefan Neuenfeldt

DTU Aqua-rapport nr. 438-2023





DTU Aquas leverancer til Fiskerikommisionen

Anja Gadgård Boye, Anna Rindorf, Barry O'Neill, Christian Riisager-Simonsen, Grete E. Dinesen, Henrik Mosegaard, Jonathan Stounberg, Jordan P. Feekings, Josefine Egekvist, Jørgen Dalskov, Ludvig Krag, Mikael van Deurs, Morten Vinther, Ole Henriksen, Ole Ritzau Eigaard, Rikke Frandsen og Stefan Neuenfeldt

DTU Aqua-rapport nr. 438-2023

Kolofon

Titel:	DTU Aquas leverancer til Fiskerikommisionen
Forfattere:	Anja Gadgård Boye, Anna Rindorf, Barry O'Neill, Christian Riisager-Simonsen, Grete E. Dinesen, Henrik Mosegaard, Jonathan Stounberg, Jordan P. Feekings, Josefine Egekvist, Jørgen Dalskov, Ludvig Krag, Mikael van Deurs, Morten Vinther, Ole Henriksen, Ole Ritzau Eigaard, Rikke Frandsen og Stefan Neuenfeldt
DTU Aqua-rapport nr.:	438-2023
År:	1. version offentliggjort december 2023 2. version offentliggjort januar 2024 3. version (denne udgave) offentliggjort februar 2024
Reference:	Boye, A.B., Rindorf, A., O'Neill, B., Riisager-Simonsen, C., Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Stounberg, J., Feekings, J.P., Egekvist, J., Dalskov, J., Krag, L., van Deurs, M., Vinther, M., Henriksen, O., Eigaard, O.R., Frandsen, R. & Neuenfeldt, S. (2023). DTU Aquas leverancer til Fiskerikommisionen. DTU Aqua-rapport nr. 438-2023. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 157 pp.
Forsidefoto:	Forskningskibet Havfisken. Foto: DTU Aqua
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Henrik Dams Allé, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-371-2 (1. version) 978-87-7481-374-3 (2. version) 978-87-7481-379-8 (3. version)

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

Forord	5
1. Klimapåvirkning fra dansk fiskeri: Analyse af, hvordan dansk fiskeri påvirker klimaet gennem udledning af drivhusgasser	6
1.1. Introduktion og formål.....	7
1.2. Kortlægning af energiforbrug i den danske fiskeflåde.....	7
1.3. Reduktion af fiskeriets drivhusgasser med tekniske virkemidler	11
1.3.1. Fiskefartøjer.....	11
1.3.2. Fiskestrategier	12
1.3.3. Fiskeredskaber	12
1.3.4. Fiskeriregulering og forvaltning.....	13
1.4. Effektmonitoring og reduktionspotentiale	14
1.5. Opsummering (mest effekt for pengene)	14
1.6. Referencer.....	15
Bilag 1.1. Landingsmængder, brændstofforbrug per euro landet fisk, brændstofforbrug per kg landet og et kombineret indeks for vægt og værdi for forskellige standardflådesegmenter.....	17
Bilag 1.2. Energy-efficient technology usage reported in the scientific and grey literature and by consulted stakeholders	22
Bilag 1.3. Energy-efficient regulatory and management measures proposed in the scientific and grey literature and by consulted stakeholders	27
Bilag 1.4. Referenceliste til Bilag 1.1, Bilag 1.2 og Bilag 1.3.....	30
2. Fiskeriets påvirkning af økosystemet og økosystemets påvirkning af fiskeriet.....	37
2.1 Resume	38
2.2 Oversigt og status for kommercielt udnyttede fisk og skaldyr.....	39
2.3 Overblik over værdi og udbredelse af danske fiskerier.....	41
2.4 Klimaforandringerne påvirkning af sammensætningen af fiskebestande	55
2.4.1 Temperaturstigninger omkring Danmark	55
2.4.2 Iltsvind	56
2.4.3 Vækstændringer under klimaforandringer	57
2.4.4 Ændringer i tilgangen af nye fisk	61
2.4.5 Ændringer i udbredelsen af fiskebestande	64
2.4.6 Ændringer i naturlig dødelighed, andel gydemodne fisk og andre forhold.....	64
2.4.7 Effekter af iltsvind og ændringer i habitater	65
2.4.8 Samlede effekter på udbytte.....	66
2.5 Fiskeriets påvirkning af økosystemer.....	70
2.5.1 Fiskeriets direkte effekt på marine organismers bestande.....	70
2.5.2 Fiskeriets påvirkning af følsomme arter i økosystemet.....	71
2.5.3 Påvirkning på følsomme arter gennem fiskeri efter byttefisk	71
2.6 Den fysiske påvirkning af havbunden og dens tilknyttede organismer.....	85
2.7 Effekter af tabte redskaber og affald.....	91
2.8 Effekter af udsmid (discard) af uønsket fangst	91
2.9 Energiforbrug og CO ₂ -produktion.....	92
2.10 Samlet miljøaftryk af dansk fiskeri.....	92
2.11 Risiko ved øget påvirkning samt gevinst ved mindsket påvirkning i forhold til gældende referencepunkter	93
2.12 Referencer.....	96

3. Konsekvenser for økosystemer og økonomi af udvikling af nye redskaber og teknologier og evt. hindringer for udviklingen – Udviklingen af dansk fiskeri fra et redskabsteknologisk synspunkt	103
3.1 Sammenfatning	104
3.2 Referencer.....	105
Bilag 3.1. Teknologibaseret præcisionsfiskeri	106
Bilag 3.2. Physical impacts of fishing gears	127

Forord

Denne rapport er udarbejdet af DTU Aqua på bestilling fra Fødevareministeriet som rådgivning til Fiskerikommissionen.

Fiskerikommission blev nedsat i juli 2022 bl.a. med det formål at få en fornyet dialog og en samlet vision for et bæredygtigt fiskeri i Danmark, så dansk fiskeri både tager hensyn til miljø, økonomi og mulighederne for at fastholde og udvikle arbejdspladser i de danske landdistrikter. Med udgangen af 2023 skal Fiskerikommissionen således komme med et sæt anbefalinger til, hvordan fiskeriet fortsat kan udvikle sig, så det er økonomisk levedygtigt og bidrager til samfundsøkonomien, samtidig med at klima og havmiljø beskyttes.

Denne rapport er et fagligt bidrag til Fiskerikommissionens arbejde med at analysere dansk fiskeri og opstille visioner for, hvor dansk fiskeri skal bevæge sig hen, herunder udarbejdelse af konkrete anbefalinger til, hvordan visionerne kan realiseres.

Nærværende rapport indeholder tre del-rapporter:

1. Klimapåvirkning fra dansk fiskeri: Analyse af, hvordan dansk fiskeri påvirker klimaet gennem udledning af drivhusgasser.
2. Fiskeriets påvirkning af økosystemet og økosystemets påvirkning af fiskeriet.
3. Konsekvenser for økosystemer og økonomi af udvikling af nye redskaber og teknologier og evt. hindringer for udviklingen – Udviklingen af dansk fiskeri fra et redskabsteknologisk synspunkt.

Den samlede rapport skal således ses som et fagligt bidrag til Fiskerikommissionens arbejde med at analysere dansk fiskeri og opstille visioner for, hvor dansk fiskeri skal bevæge sig hen samt konkrete anbefalinger til, hvordan visionerne kan realiseres.

Vi håber, at DTU Aqua-rapporten også kan bidrage til en bredere evidensbaseret debat om dansk fiskeri i forhold til fiskeriets klimapåvirkning og påvirkning af havmiljøet samt til en dialog om, hvilken rolle redskabsudvikling kan spille i arbejdet med at gøre fiskeri foreneligt med miljø- og klimahensyn og indsatser til beskyttelse af vores havmiljø.

Fødevareministeriet har betalt for udarbejdelse af rapporten.

1. Klimapåvirkning fra dansk fiskeri: Analyse af, hvordan dansk fiskeri påvirker klimaet gennem udledning af drivhusgasser

Ole Ritzau Eigaard, Jørgen Dalskov, Henrik Mosegaard, Jordan P. Feeekings og Anja Gadgård Boye, DTU Aqua

Del-leverance 1 til Fiskerikommissionen, maj 2023

1.1. Introduktion og formål

Denne delrapport indeholder en kortlægning af den aktuelle klimabelastning (udledning af drivhusgasser, CO₂) fra de forskellige dele/segmenter af den danske fiskeflåde. Delrapporten indeholder også et katalog over tekniske virkemidler til reduktion af klimapåvirkningen. Den overordnede danske målsætning på tværs af sektorer og udledningstyper er at reducere CO₂-udledningen med 70 % i 2030 og opnå klimaneutralitet i 2050.

Resultater og konklusioner i delrapporten baserer sig på en litteraturgennemgang af studier omhandlende CO₂-reduktion (primært brændstofrelateret) i kommercielt fiskeri og i skibsfart generelt. Energiforbruget før og efter fangstprocessen, til f.eks. fremstilling af fartøjer og redskaber og til transport og processering af fangsten, er ikke medtaget i litteraturgennemgangen, ligesom potentiel frigivelse eller binding af CO₂ i sedimentet ved fiskeri med bundsløbende redskaber ikke er adresseret. I det følgende er analyser af klimapåvirkningen fra fiskeriet således næsten udelukkende baseret på fartøjernes brændstofforbrug (energiforbrug) under sejlads og fiskeri.

1.2. Kortlægning af energiforbrug i den danske fiskeflåde

DTU Aqua har koordineret to nylige forskningsindsatser med kortlægning af miljøskånsomhed og energiforbrug i det danske fiskeri (Gislason et al. 2021, Bastardie et al. 2022a, Hornborg et al. 2022). Kortlægningerne baserer sig på monitoringsdata (logbogsdata, landingsdata, fartøjsregisterdata, AIS-data, VMS-data og Black Box-data) fra alle fangstture i perioden 2005 til 2019, hvorudfra de enkelte fartøjers brændstofforbrug under sejlads og fiskeri er modelleret. Energiforbruget før og efter fangstprocessen, til f.eks. fremstilling af fartøjer og redskaber og til transport og processering af fangsten, er således ikke medtaget. Livscyklusanalyser af fisk- og skaldyrprodukter viser, at selve fiskeriet (fangstprocessen) typisk bidrager med 75-95 % af produktets samlede udledning af drivhusgasser, og heraf udgør brændstofforbruget langt den største del (Ziegler et al. 2016). Potentiel frigivelse eller binding af CO₂ i sedimentet ved fiskeri med bundsløbende redskaber (Epstein et al. 2022) er ikke adresseret her, og i det følgende er analyser af klimapåvirkningen fra fiskeriet således udelukkende baseret på fartøjernes brændstofforbrug (energiforbrug) under sejlads og fiskeri.

I Gislason et al. (2021) blev det samlede danske fiskeri opdelt ud fra redskabstyper og målarter. En sammenligning af fiskerierne med fartøjer over 12 meter viser, at skrabefiskeri efter blåmuslinger har det laveste relative energiforbrug i forhold til både landingsvægt (0,009 liter brændstof/kg muslinger) og landingsværdi (0,638 liter brændstof/100 kr. muslinger). Fiskeri med bundtrawl efter jomfruhummer har det højeste energiforbrug i forhold til vægt (1,85 l/kg) mens fiskeri med bundtrawl efter sperling har det højeste energiforbrug i forhold til værdi (6,98 l/100 kr.).

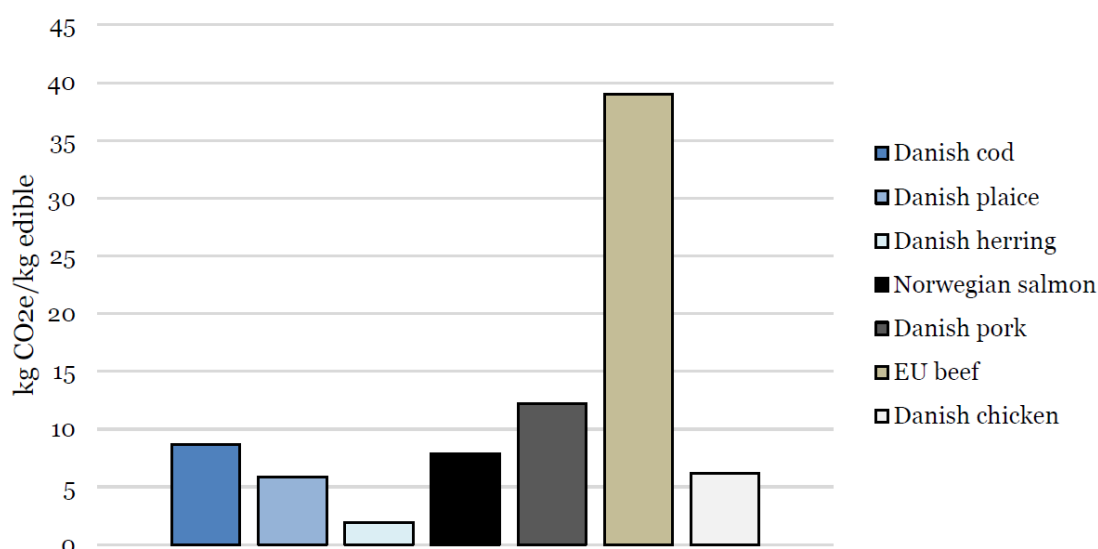
En mere detaljeret opdeling og kortlægning af 22 fiskerier i Nordsøen, langs vestkysten og i Limfjorden, som omfatter både større (mindst 12 meter) og mindre fartøjer (under 12 meter) (Bastardie et al. 2022a), viser samme overordnede resultat med lavt relativt energiforbrug for skrabefiskeriet efter muslinger og højt relativt energiforbrug for bundtrawlfiskerierne efter jomfruhummer, rødspætter og sperling (Tabel 1.1) samt (Bilag 1.1).

Næst efter muslingefiskeriet har de passive redskaber (nedgarn og liner) og vodredskaberne (snurrevod og skotsk vod) generelt også et lavt relativt energiforbrug, mens trawlfiskerierne efter industrifisk og pelagiske arter ligger lidt højere. De forskellige fiskerier med bundtrawl efter skaldyr og konsumfisk

(rejer, jomfruhummer, torsk, rødspætter og tunge) har det højeste relative brændstofforbrug. Par-trawl-fiskerier har lavere relativt energiforbrug end de tilsvarende enkelt-trawl-fiskerier.

En tilsvarende kortlægning af 25 forskellige fiskerier i Skagerrak, Kattegat, indre farvande og Østersøen (Tabel 1.2) samt (Bilag 1.1) viser det samme overordnede billede som kortlægningen af fiskerierne i Nordsøen (Tabel 1.1) og kortlægningen af det samlede danske fiskeri (Gislason et al. 2021).

En sammenligning af klimaaftrykket fra vildtfangede fisk og almindelige opdræts- og landbaserede produkter (Hornborg et al. 2022) viser, at sild og rødspætter fra Skagerrak, Kattegat og den vestlige Østersø fanget i perioden fra 2017-2019 har lavere klimaaftryk end EU-oksekød, dansk svinekød, dansk kylling og norsk opdrættet laks (Hornborg et al. 2022). Det samme gælder for torsk sammenlignet med svine- og oksekød, men ikke sammenlignet med laks og kylling (Figur 1.1).



Figur 1.1. Udledning af drivhusgasser (kg CO₂-ækvivalenter per kg kød) fra dansk fangst af torsk, rødspætte og sild i Skagerrak, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 2017-2019 sammenlignet med norsk opdrætslaks og udvalgte landbaserede animalske produkter (dansk svinekød, dansk kyllingekød og EU-oksekød). For alle produkterne er det antaget, at biprodukter ikke udnyttes, og at miljøpåvirkningen er placeret udelukkende på hovedproduktet (Hornborg et al. 2022).

Tabel 1.1. Relativt brændstofforbrug for 22 forskellige fiskerier i område 27.4 (Nordsøen) beregnet som hhv. liter/kg og liter/euro fangst fra Bastardie et al. 2022a. Fiskerierne er også scoret og rangordnet på et integreret indeks (fra 0 til 5), der giver lige stor vægt til to forskellige standardiseringer af det modellerede brændstofforbrug (landet vægt og landet værdi) (se Gislason et al. 2021 for metode). De nederste seks fiskerier i tabellen består af mindre fartøjer uden VMS (<12 meter), hvor estimaterne udelukkende er baseret på AIS-data til bestemmelse af fartøjspositioner og aktiviteter, og hvor dækningsgraden af de modellerede data er lavere end for de større fartøjer. Tallene i tabellen er et årligt gennemsnit for perioden 2005 til 2019.

	Fiskerier i Nordsøen (inkl. vestkysten og Limfjorden)	Landet vægt (tons)	Liter per kg fangst	Liter per euro fangst	Kombineret score
Estimater for fartøjer på mindst 12 m baseret på monitoringsdata med høj detaljerings- og dækningsgrad (logbøger, AIS, VMS og BB-data)	Bundtrawl (70-99 mm): Rødspætte	425	1,89	0,81	5,0
	Bundtrawl (80-99 mm): Jomfruhummer, rødspætte	1268	2,15	0,51	4,6
	Bundtrawl (100-119 mm): Rødspætte	925	1,02	0,47	2,8
	Bomtrawl: Hestereje	2516	1,13	0,32	2,6
	Bundtrawl (>120 mm): Torsk, rødspætte, havtaske	13836	0,99	0,41	2,6
	Bundtrawl (16-31 mm): Sperling	20563	0,21	0,52	1,7
	Bundtrawl (16-31 mm): Brisling	29234	0,08	0,42	1,2
	Bundtrawl (<16 mm): Tobis	160216	0,08	0,43	1,2
	Pelagisk trawl (16-31 mm): Brisling	95368	0,09	0,52	1,5
	Nedgarn (120-219 mm): Torsk, rødspætte, pighvar, kulmule	945	0,41	0,15	1,0
	Par-trawl (16-31 mm): Brisling	15456	0,05	0,37	1,0
	Skotsk vod (>120 mm): Torsk, kulmule, rødspætte	1482	0,31	0,13	0,8
	Pelagisk trawl (32-69 mm): Sild, makrel, blåhvilling	108987	0,12	0,26	0,8
	Snurrevod (>120 mm): Rødspætte, torsk	1398	0,25	0,11	0,7
	Not: Makrel, sild	17291	0,07	0,08	0,3
Muslingeskraber: Blåmusling, hjertemusling, østers	6836	0,01	0,05	0,1	
Estimater for små både (<12 m) baseret på AIS og logbøger	Nedgarn: Krabbe	12	1,36	0,18	2,5
	Nedgarn (110-156 mm): Torsk, rødspætte	710	0,25	0,12	0,7
	Nedgarn (120-219 mm): Torsk, rødspætte	280	0,24	0,09	0,6
	Nedgarn (>157 mm): Torsk, rødspætte	264	0,22	0,10	0,6
	Muslingeskraber: Blåmusling, hjertemusling, østers	6058	0,03	0,08	0,3
	Ruser: Ål	95	0,11	0,02	0,2

Tabel 1.2. Relativt brændstofforbrug for 25 forskellige fiskerier i område 27.3 (Skagerrak-Kattegat) og Østersøen beregnet som hhv. liter/kg og liter/euro fangst fra Bastardie et al. 2022a. Fiskerierne er også scoret og rangordnet på et integreret indeks (fra 0 til 5), der giver lige stor vægt til to forskellige standardiseringer af det modellerede brændstofforbrug (landet vægt og landet værdi) (se Gislason et al. 2021 for metode). De nederste syv fiskerier i tabellen består af mindre fartøjer uden VMS (<12 meter), hvor estimaterne udelukkende er baseret på AIS-data til bestemmelse af fartøjspositioner og aktiviteter, og hvor dækningsgraden af de modellerede data er lavere end for de større fartøjer. Tallene i tabellen er et årligt gennemsnit for perioden 2005 til 2019.

	Fiskerier i Skagerrak, Kattegat og Østersøen	Landet vægt (tons)	Liter per kg fangst	Liter per euro fangst	Kombineret score
Estimater for både på mindst 12 m baseret på monitoringsdata med høj detaljerings- og dækningsgrad (logbøger, AIS, VMS og BB-data)	Bundtrawl (32-69 mm): Rejer	2217	1,72	0,44	3,7
	Bundtrawl (>120 mm): Jomfruhummer, torsk, rødspætte	987	1,47	0,45	3,4
	Bundtrawl (>120 mm): Torsk, rødspætte	1566	1,26	0,49	3,2
	Bundtrawl (90-119 mm): Jomfruhummer, torsk, rødspætte	8056	1,35	0,36	3,0
	Bundtrawl (90-104 mm): Rødspætte, tunge, torsk	104	0,78	0,30	1,9
	Pelagisk trawl (16-31 mm): Brisling	21369	0,11	0,60	1,7
	Bundtrawl (105-120 mm): Torsk, skrubbe	10550	0,34	0,33	1,4
	Bundtrawl (105-110 mm): Torsk, skrubbe	7659	0,36	0,28	1,3
	Bundtrawl (<16 mm): Tobis	6556	0,07	0,38	1,1
	Pelagisk trawl (32-69 mm): Sild	6177	0,15	0,35	1,1
	Bundtrawl (16-31 mm): Brisling	4667	0,06	0,32	0,9
	Nedgarn (120-219 mm): Torsk, rødspætte, kulmule	236	0,35	0,12	0,8
	Par-trawl (16-31 mm): Brisling	2870	0,04	0,23	0,7
	Snurrevod (105-110 mm): Torsk, skrubbe	1193	0,18	0,12	0,6
	Skotsk vod (>120 mm): Torsk, sej, kulmule	232	0,22	0,10	0,6
	Snurrevod (>120 mm): Rødspætte, torsk	2182	0,15	0,07	0,4
	Snurrevod (90-119 mm): Rødspætte, torsk	1509	0,15	0,08	0,4
Muslingskraber: Blåmusling, hjertemusling, østers	16369	0,01	0,05	0,1	
Estimater for små både (<12 m) baseret på AIS og logbøger	Drivende langliner: Laks	48	1,16	0,25	2,4
	Bundtrawl (90-119 mm): Torsk og rødspætte	264	0,84	0,29	2,0
	Hånd- og stangliner: Torsk	48	0,30	0,12	0,8
	Nedgarn (110-156 mm): Torsk, rødspætte	1186	0,20	0,13	0,7
	Nedgarn (>157 mm): Torsk, rødspætte	490	0,17	0,08	0,5
	Nedgarn (120-219 mm): Torsk, rødspætte	645	0,19	0,07	0,5
	Bundsatte langliner: Torsk	241	0,10	0,08	0,3

1.3. Reduktion af fiskeriets drivhusgasser med tekniske virkemidler

Potentialet for at reducere drivhusgasserne for europæiske fiskeri blev i 2021 undersøgt i et EU-projekt, hvor den faglige del blev koordineret af DTU Aqua (European Commission 2022, Bastardie et al. 2022b). Projektet havde deltagelse af mere end 20 europæiske partnere med ekspertise indenfor fiskeriforvaltning og fiskeriteknologi, og hovedelementet i projektet var en minutiøs gennemgang af den videnskabelige og tekniske litteratur om energieffektivitet i fangstsektoren. Desuden blev videnskabelige partnere fra projektkonsortiet samt eksterne europæiske interessenter fra erhverv, forvaltning og forskning konsulteret via en spørgeskemaundersøgelse for at få indsamlet deres viden om relevante teknologier og virkemidler. Projektets screening af mulige virkemidler inkluderede tekniske løsninger, hvor fossile brændstoffer erstattes med nul- og lavemissionsløsninger som el- og hybridmotorer. Projektets målsætning var imidlertid at kigge bredere og inkludere såvel teknologiske som reguleringsmæssige løsninger indenfor alle områder af fangstsektoren.

I undersøgelsen blev potentielle energieffektive teknologier og virkemidler opdelt i fire overordnede kategorier:

- **Fiskefartøjer:** Teknologier til at forbedre energieffektivitet af fartøj og udstyr ombord, f.eks. skrog- og propeldesign, forbedret fremdrifts- og hjælpemotorer, forbedret brændstofdysse, LED-belysning, alternative kølemidler.
- **Fiskestrategier:** Strategier og praksisser til at forbedre energieffektiviteten under fiskeoperationen, f.eks. ruteoptimering, brændstofkontrol og -overvågning om bord og realtids-monitoring af fangstrater og fangstsammensætning.
- **Fiskeredskaber:** Redskabsteknologier til at forbedre brændstoffeffektiviteten samt reducere CO₂-frigivelse ved forstyrrelse af havbunden, f.eks. nye netmaterialer og redskabsdesign, der reducerer vand- og bundmodstand, og fiskeredskaber, der forbedrer fangsteffektiviteten. Se også delrapport 3 "Konsekvenser for økosystemer og økonomi af udvikling af nye redskaber og teknologier og evt. hindringer for udviklingen" for nærmere beskrivelse af muligheder og begrænsninger.
- **Fiskeriregulering og forvaltning:** Forbedring af fiskeriets energieffektivitet gennem reguleringer, afgifter og støtteordninger.

Efter afslutning af litteraturgennemgangen og spørgeskemaundersøgelsen blev de indhentede informationer om potentielle tekniske virkemidler organiseret og evalueret indenfor hver af de fire kategorier. I den følgende vurdering af mulighederne for en reduktion af fiskeriets drivhusgasser med tekniske virkemidler er resultater og konklusioner i høj grad en gengivelse fra EU-projektet og tilhørende rapport (European Commission 2022).

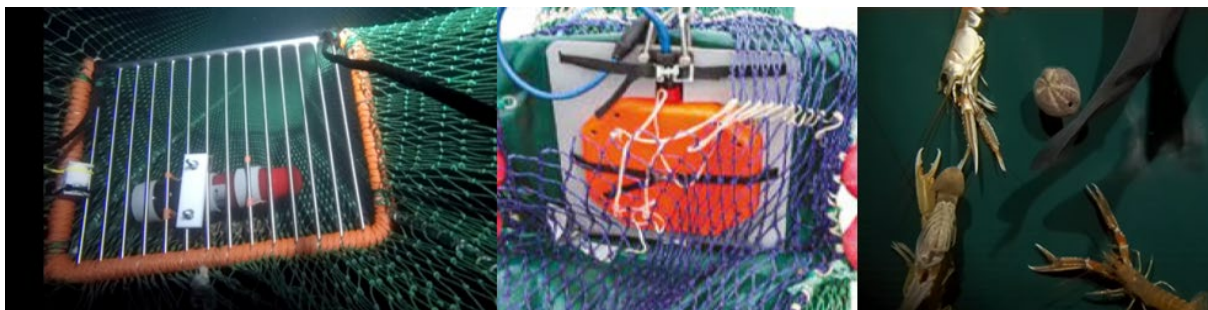
1.3.1. Fiskefartøjer

Indenfor kategorien 'fiskefartøjer' blev der identificeret en bred vifte af teknologier til forbedring af energieffektiviteten gennem reduktion af skrogets vandmodstand og gennem forbedringer af fartøjets fremdriftssystem. Teknologier som f.eks. nye skrog- og propeldesign, nye og forbedrede fremdrifts- og hjælpemotorer, alternative drivmidler og tilsætningsstoffer og begroningshindrende bundmaling har alle vist sig at kunne medføre forbedringer af energieffektiviteten og reduktioner i udledningen af driv-

husgasser. Ved brug af begroningshindrende bundmaling til reduktion af klimapåvirkningen er det vigtigt at være opmærksom på potentielt skadelige miljøeffekter fra f.eks. giftstoffer i malingen. Reduktion af skrogets vandmodstand gennem forskellige typer af forbedret design (op til 30 % reduktion i brændstofforbrug) og gennem begroningshindrende beklædning/maling (op til 26 % reduktion i brændstofforbrug) må forventes at have bred relevans i fiskeriet og at være additive i en væsentlig grad og dermed at kunne resultere i markante reduktioner i udledningen af drivhusgasser. Teknologierne er i høj grad tilgængelige og allerede bredt implementeret i skibsfarten, men i en del tilfælde også investeringstunge, og der vil formentlig være økonomiske barrierer for en væsentlig del af fiskeflåden. Det fulde katalog af teknologier og innovationer indenfor kategorien 'fiskefartøjer' kan ses i Bilag 1.2 sammen med spændvidden i de oplyste estimer (maksimum og minimum i %) for den potentielle brændstofbesparelse forbundet med de enkelte teknologier.

1.3.2. Fiskestrategier

Indenfor kategorien 'fiskestrategier' resulterede litteraturreview og spørgeskemaundersøgelse i en række innovationer og værktøjer til forbedring af energieffektiviteten under fiskeri, f.eks. softwareværktøjer til ruteoptimering, udstyr til brændstofkontrol og -styring om bord samt undervandskameraer og -sensorer til realtidsmonitoring af fangstsammensætning og optimering af fiskeriindsats og fiskepladser (Figur 1.2). Teknologier til ruteoptimering og styring af brændstofforbrug angives til at have et højt potentiale for brændstofbesparelser (op til 59 %) og må forventes at have bred relevans i fiskeriet. Værktøjerne vil i nogen grad kræve specialisering og udviklingsarbejde i forhold til de forskellige fiskerier og fartøjer, men forventes ikke at være investeringstunge. Det fulde katalog af teknologier og innovationer indenfor kategorien 'fiskestrategier' kan ses i Bilag 1.2 sammen med spændvidden i de oplyste estimer (maksimum og minimum i %) for den potentielle brændstofbesparelse forbundet med de enkelte teknologier.

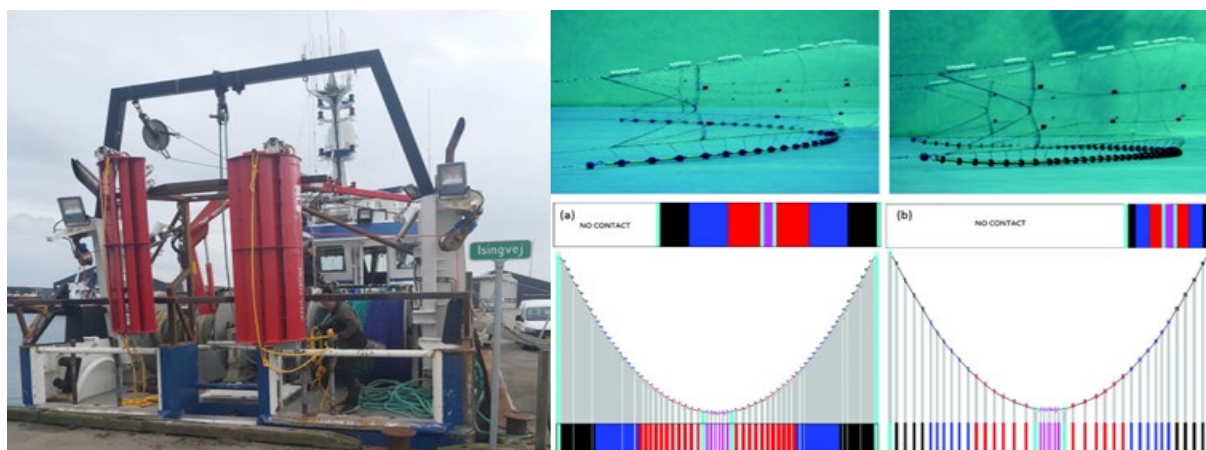


Figur 1.2. Fiskeriets CO₂-udledninger kan reduceres ved brug af sensorer til realtidsmonitoring og -optimering af redskabsfunktion (venstre, midten) og ved brug af undervandskameraer til realtidsmonitoring af fangstsammensætning og optimering af fiskeriindsats (f.eks. ved at stoppe fiskeri eller skifte fangstplads, når fangstrater er lave).

1.3.3. Fiskeredskaber

I kategorien 'fiskeredskaber' var det især indenfor gruppen af bundtrawl, der blev afdækket teknologier og innovationer til at forbedre brændstofeffektiviteten, f.eks. nye redskabsdesign og materialer, der reducerer vand- og bundmodstand (Figur 1.3), samt nye design og materialer, der forbedrer redskaberens fangsteffektivitet. For trawl er der et væsentligt brændstofbesparelspotentiale ved brug af alternative materialer (op til 40 %) og design (op til 27 %) til selve trawlnettet og næsten tilsvarende for nye design til trawlskovle (op til 20 %). Der er generelt en kort levetid på trawlraskaber og dermed regelmæssige nyanskaffelser, hvilket må forventes at give mulighed for implementering af nye design og materialer, uden at der er tale om meget investeringstunge anskaffelser. Et skifte fra aktive til passive

redskaber for relevante fiskerier (f.eks. fra trawl til garn) forventes også at have et potentiale for brændstofbesparelser, men dette potentiale er ikke kvantificeret (European Commission 2022). Det fulde katalog af teknologier og innovationer indenfor kategorien 'fiskeredskaber' kan ses i Bilag 1.2 sammen med spændvidden i de oplyste estimater (maksimum og minimum i %) for den potentielle brændstofbesparelse forbundet med de enkelte teknologier.



Figur 1.3. Reduktioner i redskabets vandmodstand kan lede til lavere brændstofforbrug under fiskeri. Eksempler er brugen af justerbare skovle (venstre) og justeret bundgear (højre), hvor de enkelte ruller/skiver er reduceret i antal og gjort smallere. Begge ændringer vil også reducere havbundspåvirkningen og re-suspensionen af sediment. Når sediment resuspenderes, kan det bidrage til øget CO₂-udledning.

1.3.4. Fiskeriregulering og forvaltning

Indenfor kategorien 'fiskeriregulering og forvaltning' afdækkede litteraturreview og spørgeskemaundersøgelse en række virkemidler til forbedring af fiskeriets energieffektivitet gennem reguleringer, afgifter og støtteordninger. Energieftersyn og fartøjscertificeringer, udledningsafgifter på drivhusgasser, om-lægnings- og udviklingsstøtte til fartøjer, støtte til forskning samt udvikling og uddannelse er alle virkemidler med dokumenteret positiv effekt på fiskeriets energieffektivitet (European Commission 2022). Høje brændstofpriser er et meget stærkt incitament for overgang til mere brændstoffeffektiv teknologi (Tabel 1.3), og en øget/differentieret beskatning på brændstof i forhold til klimabelastning må forventes at kunne motivere en overgang til mere klimavenlig teknologi. Også støtteordninger er oplyst som et væsentligt incitament for teknologioptag af erhvervet (European Commission 2022). Det fulde katalog af virkemidler indenfor 'fiskeriregulering og forvaltning' kan ses i Bilag 1.3. Det har ikke været muligt at sætte tal på den potentielle energibesparelse forbundet med de enkelte virkemidler. Kataloget er også præsenteret for Fiskeristyrelsen i forbindelse med opsætning af ordningen 'Grøn omstilling' i regi af EU's Hav-, Fiskeri- og Akvakulturprogram for 2021-2027.

Tabel 1.3. Incitamenter og barrierer for optag af ny teknologi til reduktion af klimapåvirkningen fra den europæiske fiskeflåde baseret på en spørgeskemaundersøgelse blandt udvalgte erhvervsfiskere og udstyrsproducenter (11 spørgeskemaer) og specialister indenfor forskning og udvikling (otte spørgeskemaer) (European Commission 2022).

Incitamenter og barrierer oplyst i spørgeskemaer	Svarhyppighed (%) i skemaer fra erhvervet	Svarhyppighed (%) i skemaer fra specialister indenfor FoU
Brændstofpris	48	60
Støtteordninger	19	7
Miljøskånsomhed/beskyttelse	5	10
Forbedret arbejdsmiljø	14	10
Videnskabelig dokumentation af effekt	10	0
Fangsteffektivitet	0	10
Forbedret image	0	3
Regulatoriske hindringer	5	0

1.4. Effektmonitoring og reduktionspotentiale

Information om brændstofforbruget på fartøjsniveau er afgørende for at kunne monitorere og dokumentere effekten af de virkemidler, der bliver taget i brug. Til det formål vil det være oplagt at udvide logbogspligten til også at omfatte data om brændstofforbruget på de enkelte ture såvel som det samlede årlige forbrug. Med sådanne data vil det være muligt fremover at give mere præcise estimater for effekten af de enkelte virkemidler.

Potentialet for en reduktion af drivhusgasser fra den samlede flåde er vanskeligt at sætte et enkelt tal og en tidshorizont på. Kortlægningerne af brændstofforbruget for de forskellige fiskerier i den danske flåde demonstrerede en meget stor spændvidde og variation mellem det mest energieffektive og det mindst energieffektive fiskeri (Gislason et al. 2021; Bastardie et al. 2022a), og derfor vil der også være stor variation i reduktionspotentialet mellem de forskellige fiskerier. Fartøjsstørrelse, fartøjstype og økonomisk kapacitet sætter også begrænsninger for implementeringen af de enkelte teknologiske virkemidler, og det vil være nødvendigt med en målrettet analyse, hvor disse forhold tages i betragtning, før der kan sættes realistiske tal på et reduktionspotentiale for det samlede fiskeri.

1.5. Opsummering (mest effekt for pengene)

Kortlægningen af energieffektiviteten i det danske fiskeri viste, at de største udfordringer i høj grad er forbundet med brugen af bundtrawl efter højværdiarter, mens de passive redskaber og vodredskaberne er mere energieffektive. Derfor er forventningen også, at de største effekter kan opnås ved at fokusere på fiskerierne med bundtrawl efter skaldyr og konsumfisk (jomfruhummere, rejer, torsk, rødspætter og tunger) og med bomtrawl efter hesterejer.

Spørgeskemaundersøgelsen og litteraturgennemgangen i EU-projektet resulterede i et stort katalog af teknologier til at reducere brændstofforbruget i fiskeriet. F.eks. estimeres det, at der med fuld implementering af eksisterende teknologier indenfor redskabsområdet (nyudviklede netmaterialer, justerbare skovle, realtidsmonitoring m.m.) kan opnås energibesparelser på op mod 40 % for et traditionelt

fiskeri med bundtrawl. Potentialet for implementering og besparelser varierer dog meget over de forskellige bundtrawlsfiskerier (målarter). Den eksisterende viden om omkostningseffektiviteten er beskednen, men der findes eksempler på, at en række af disse CO₂-reducerende tiltag kan gennemføres uden at påvirke indtjeningen negativt.

En række af de identificerede teknologier vedrører fartøj og fiskeristrategi (f.eks. alternative drivmidler, skrog- og propeldesign, begroningshindrende bundmaling og digitale værktøjer til ruteoptimering og brændstofstyring) og vil udover at kunne give yderligere brændstofbesparelser i bundtrawlsfiskerierne også kunne implementeres i en række andre fiskerier med f.eks. passive redskaber.

En af hovedkonklusioner fra EU-projektet er, at optaget af ny og eksisterende teknologi i fiskeriet er lavt/uforløst på grund af regulatoriske hindringer (f.eks. lovpligtige grænser for fartøjslængder og motorstørrelser) og videnskæssige og økonomiske barrierer for det enkelte fartøj og skipper (meget af den nye teknologi er dyr og avanceret og er lang tid om at tjene sig ind økonomisk). Nogle af de samme teknologiske og økonomiske barrierer vil gøre sig gældende i forhold til en reduktion af klimapåvirkningen gennem omlægning fra aktive (f.eks. bundtrawl) til passive redskaber (f.eks. garn).

Målrettede støtteordninger og uddannelsesprogrammer til grønnere teknologi og fiskeripraksisser vil formentlig give en markant effekt i forhold til at overvinde de ovennævnte barrierer og gøre fiskeriet mere klimavenligt.

Høje brændstofpriser har vist sig at være et stærkt incitament for optag af mere grøn teknologi, og en øget/differentieret beskatning i forhold til klimabelastning må forventes at være et stærkt virkemiddel hen imod en reduceret udledning af drivhusgasser fra fiskeriet.

1.6. Referencer

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. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.01.018>

Bastardie, F., Hornborg, S., Ziegler, F., Gislason, H. & Eigaard, O.R. (2022a). Reducing the Fuel Use Intensity of Fisheries: Through Efficient Fishing Techniques and Recovered Fish Stocks. *Frontiers in Marine Science*, 9, [817335]. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.817335>

Bastardie, F., Feary, D.A., Brunel, T., Kell, L.T., Döring, R., Metz, S., Eigaard, O.R., Basurko, O.C., Bartolino, V., Bentley, J., Berges, B., Bossier, S., Brooks, M.E., Caballero, A., Citores, L., Daskalov, G., Depestele, J., Gabiña, G., Aranda, M., ... van Vlasselaer, J. (2022b). Ten lessons on the resilience of the EU common fisheries policy towards climate change and fuel efficiency - A call for adaptive, flexible and well-informed fisheries management. *Frontiers in Marine Science*, 9, [947150]. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.947150>

Epstein, G., Middelburg, J.J., Hawkins, J.P., Norris, C.R. & Roberts, C.M. (2022). The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Global Change Biology*, 28, 2875–2894. <https://doi.org/10.1111/gcb.16105>

European Commission (2022), European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency, Bastardie, F., Feary, D., Kell, L., et al., Climate change and the common fisheries policy: adaptation

and building resilience to the effects of climate change on fisheries and reducing emissions of greenhouse gases from fishing : final report, Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2926/155626>

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.P., Petersen, J.K. & Dalskov, J. (2021). Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport nr. 392-2021.

Hornborg, S., Bastardie, F., Eigaard, O.R. & Ziegler, F. (2022). Greenhouse gas emissions of seafood from Danish capture fisheries in the Skagerrak, Kattegat, and western Baltic. RISE Research Institutes of Sweden AB. RISE Report No. 2022:40.














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.

Bilag 1.1

Landingsmængder, brændstofforbrug per euro landet fisk, brændstofforbrug per kg landet fisk og et kombineret indeks for vægt og værdi for de forskellige standardflådesegmenter (metiers) i EU's Dataindsamlingsforordning for hhv. Nordsøen (North Sea) og Skagerrak, Kattegat, indre farvande og Østersøen (Baltic)


















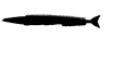






Indholdet i bilaget er gengivet direkte fra Bastardie, F., Hornborg, S., Ziegler, F., Gislason, H. & Eigaard, O.R. (2022). Reducing the Fuel Use Intensity of Fisheries: Through Efficient Fishing Techniques and Recovered Fish Stocks. *Frontiers in Marine Science*, 9, [817335]. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.817335>

TABLE 1 | Scoring Danish segments (relative average energy consumption in the period 2005 to 2019 is assessed as the average of per liter of diesel consumed per landing value and per kg landed per fishing trip after conversion of the two columns to percentage and expressed by stars on a scale from 1 to 5 (1-20 = ‘***’, 21-40 = ‘**’, 41-60 = ‘*’, 61-80 = ‘****’, 81-100 = ‘*****’, with equal weight for monetary value vs kg catch), ordered from less (*, deep blue) to more fuel intense (*****, deep green) per type of fishing on a scale of 5 stars.

Type	Activity description	Gear	Fleet-segment	Target Species	Landed Volume (tons)	Litre per euro catch	Litre per kg catch	Scoring (5 stars)
Bottom fishing with large meshes gears	Baltic demersal seine for fish (>120mm)		27.3_SDN_DEF_>=120_0_0	plaice and cod	2182	0.0731	0.1458	0.4*
	Baltic demersal seine for fish (90-119mm)		27.3_SDN_DEF_90-119_0_0	plaice and cod	1509	0.0756	0.1507	0.4*
	Baltic demersal seine for fish (105-110mm)		27.3_SDN_DEF_>=105_1_110	cod and flounder	1193	0.1156	0.1845	0.6*
	Baltic Scottish seine for fish (>120mm)		27.3_SSC_DEF_>=120_0_0	cod, saithe and hake	232	0.1024	0.2183	0.6*
	North Sea demersal seine for fish (>120mm)		27.4_SDN_DEF_>=120_0_0	cod and plaice	1398	0.1138	0.2536	0.7*
	North Sea Scottish seine for fish (>120mm)		27.4_SSC_DEF_>=120_0_0	cod, hake and saithe	1482	0.1309	0.3137	0.8*
	Baltic gillnet for fish (120-219mm)		27.3_GNS_DEF_120-219_0_0	cod, plaice and hake	236	0.1185	0.3525	0.8*
	North Sea gillnet for fish (120-219mm)		27.4_GNS_DEF_120-219_0_0	cod, plaice and hake	945	0.1485	0.4075	1.0**
	Baltic demersal trawl for fish (105-110mm)		27.3_OTB_DEF_>=105_1_110	cod and flounder	7659	0.2796	0.3622	1.3**
	Baltic demersal trawl for fish (105-120mm)		27.3_OTB_DEF_>=105_1_120	cod and flounder	10550	0.3303	0.3422	1.4**
	Baltic demersal trawl for fish (90-104mm)		27.3_OTB_DEF_90-104_0_0	plaice and sole	105	0.3	0.7812	1.9**
	North Sea demersal trawl for fish (>120mm)		27.4_OTB_DEF_>=120_0_0	cod, plaice, dab and monkfish	13836	0.4073	0.9867	2.6***
	North Sea demersal trawl for fish		27.4_OTB_DEF_100-119_0_0	plaice	925	0.4668	1.0199	2.8***

























(Continued)

TABLE 1 | Continued

Type	Activity description	Gear	Fleet-segment	Target Species	Landed Volume (tons)	Litre per euro catch	Litre per kg catch	Scoring (5 stars)
	(100-119mm) Baltic demersal trawl for fish (90-119mm)		27.3_OTB_DEF_90-119_0_0	nephrops, cod, plaice and dab 	8056	0.3649	1.3535	3.0****
	Baltic demersal trawl for fish (>120mm)		27.3_OTB_DEF_>=120_0_0	cod and plaice 	1566	0.4861	1.2622	3.2****
	Baltic demersal trawl for crustaceans (>120mm)		27.3_OTB_CRU_>=120_0_0	nephrops, cod and plaice 	987	0.4501	1.4695	3.4****
Bottom fishing with small or no meshes gears	Baltic dredge for molluscs		27.3_DRB_MOL_>0_0_0	mussel 	16369	0.0484	0.0072	0.1*
	North Sea dredge for molluscs		27.4_DRB_MOL_>0_0_0	mussel 	6836	0.0465	0.0122	0.1*
	Baltic paired trawl for pelagics (16-31mm)		27.3_PTB_SPF_16-31_0_0	sprat 	2870	0.234	0.0392	0.7*
	Baltic demersal trawl for pelagics (16-31mm)		27.3_OTB_SPF_16-31_0_0	sprat 	4667	0.3238	0.0583	0.9*
	North Sea paired trawl for pelagics (16-31mm)		27.4_PTB_SPF_16-31_0_0	sprat 	15456	0.3666	0.0544	1.0**
	Baltic demersal trawl for forage fish (<16mm)		27.3_OTB_DEF_<16_0_0	sandeel 	6556	0.3799	0.0725	1.1**
	North Sea demersal trawl for pelagics (16-31mm)		27.4_OTB_SPF_16-31_0_0	sprat 	29234	0.4152	0.0771	1.2**
	North Sea demersal trawl for forage fish (<16mm)		27.4_OTB_DEF_<16_0_0	sandeel 	160216	0.4281	0.0783	1.2**
	North Sea demersal trawl for pelagics (16-31mm)		27.4_OTB_DEF_16-31_0_0	Norway pout 	20563	0.5205	0.2054	1.7**





















(Continued)

TABLE 1 | Continued

Type	Activity description	Gear	Fleet-segment	Target Species	Landed Volume (tons)	Litre per euro catch	Litre per kg catch	Scoring (5 stars)
	North Sea beam trawl for shrimp		27.4_TBB_CRU_16-31_0_0	brown shrimp 	2516	0.3218	1.1309	2.6***
	Baltic demersal trawl for crustaceans (32-69mm)		27.3_OTB_CRU_32-69_0_0	boreal shrimp 	2217	0.4361	1.716	3.7****
	North Sea demersal trawl for crustaceans (80-99mm)		27.4_OTB_CRU_80-99_0_0	Nephrops and plaice 	1268	0.5082	2.1515	4.6*****
	North Sea demersal trawl for fish (70-99mm)		27.4_OTB_DEF_70-99_0_0	plaice 	425	0.8121	1.8936	5*****
Pelagic fishing with small meshes gears	North Sea purse seine for pelagics		27.4_PS_SPF_>0_0_0	mackerel and herring 	17291	0.0772	0.0706	0.3*
	North Sea mid-water trawl for pelagics (32-69mm)		27.4_TM_SPF_32-69_0_0	herring, mackerel and blue whiting 	108987	0.2559	0.1159	0.8*
	Baltic mid-water trawl for pelagics (32-69mm)		27.3_TM_SPF_32-69_0_0	herring 	6177	0.3523	0.1472	1.1**
	North Sea mid-water trawl for pelagics (16-31mm)		27.4_TM_SPF_16-31_0_0	sprat 	95368	0.5203	0.0918	1.5**
	Baltic mid-water trawl for pelagics (16-31mm)		27.3_TM_SPF_16-31_0_0	sprat 	21368	0.5965	0.1055	1.7**
Bottom fishing for small vessels using large meshes	Baltic gillnet for fish (120-219mm)		27.3_GNS_DEF_120-219_0_0	cod and plaice 	645	0.0659	0.1949	0.5*
	Baltic gillnet for fish (>157mm)		27.3_GNS_DEF_>=157_0_0	cod and plaice 	490	0.0833	0.171	0.5*
	North Sea gillnet for fish (>157mm)		27.4_GNS_DEF_>=157_0_0	cod and plaice 	264	0.0984	0.2158	0.6*

(Continued)

TABLE 1 | Continued

Type	Activity description	Gear	Fleet-segment	Target Species	Landed Volume (tons)	Litre per euro catch	Litre per kg catch	Scoring (5 stars)
	North Sea gillnet for fish (120-219mm)		27.4_GNS_DEF_120-219_0_0	cod and plaice 	280	0.0938	0.2373	0.8*
	Baltic gillnet for fish (110-156mm)		27.3_GNS_DEF_110-156_0_0	cod and plaice 	1186	0.1344	0.2016	0.7*
	North Sea gillnet for fish (110-156mm)		27.4_GNS_DEF_110-156_0_0	cod and plaice 	710	0.1241	0.2456	0.7*
	Baltic demersal trawl for fish (90-119mm)		27.3_OTB_DEF_90-119_0_0	cod and plaice 	264	0.2881	0.8389	2.0***
Pelagic fishing for small vessels using small or no meshes	North Sea pots for catadromus species		27.4_FPN_CAT_>0_0_0	eel 	95	0.015	0.1067	0.2*
	North Sea dredge for molluscs		27.4_DRB_MOL_>0_0_0	mussel 	6058	0.0788	0.0318	0.3*
	Baltic longline for fish		27.3_LLS_DEF_0_0_0	cod 	241	0.0763	0.0967	0.3*
	Baltic handline for fish		27.3_LHP_FIF_0_0_0	cod 	48	0.1242	0.2994	0.8*
	Baltic longline for migratory fishes		27.3_LLD_ANA_0_0_0	salmon 	48	0.2495	1.1587	2.4***
	North Sea gillnet for crustaceans		27.4_GNS_CRU_>0_0_0	crabs 	12	0.1792	1.3609	2.5***

The scoring assumes an equal weighting between litre per euro catch and litre per kilo catch. Fleet-segments defined by the Data Collection Framework in Europe are combinations of an area code (FAO 27.3: Baltic Sea BS, FAO 27.4: North Sea NS), a gear type, a target assemblage of species and a mesh size range (in mm). Gear types are: Danish Seine SDN, Scottish Seine SSC, gillnets GNS, otter bottom trawl OTB, OTT: multi-rig otter trawl, dredge DRB, paired bottom trawl PTB, beam trawl TBB, purse seine PS, pelagic trawl TM, pound nets FPN, set longlines LLS, handlines and pole-lines LHP, drift longlines LLD. Target assemblages are: demersal fishes DEF, crustaceans CRU, molluscs MOL, small pelagic fishes SPF, catadromous fishes CAT, demersal fishes with handlines FIF, anadromous fishes ANA.

Bilag 1.2

Energy-efficient technology usage reported in the scientific and grey literature and by consulted stakeholders (S: scientific reports, G: grey literature, CQ: questionnaires to commercial fishers, SQ: questionnaires to scientists)

Indholdet i bilaget er gengivet direkte fra European Commission (2022)

Category	Target	Sub-categories	Source of information*				% fuel-saving potential**	Source
			S	G	CQ	SQ		
Vessel	Drag force reduction (hull)	Hull and propeller improvements						
		Improved hull designs					3–20	Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; Thomas <i>et al.</i> 2010
		Use of rudders					5	Sala <i>et al.</i> 2012; van Marlen, 2009
		Addition of a bulb					6–30	Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Thomas <i>et al.</i> 2010; van Marlen, 2009; EC, 2006
		Use of stabiliser fins					2 (in drag)	Thomas <i>et al.</i> 2010
		Use of stern post					11 (antifouling) 0.8–5 (hull cleaning)	Notti <i>et al.</i> 2019; Thomas <i>et al.</i> 2010; van Marlen, 2009
		Antifouling coatings and cleaning					26	
		Polyester covering of hull to reduce friction					3–20	Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; Thomas <i>et al.</i> 2010
		Improved propulsion and auxiliary engines						

Category	Target	Sub-categories	Source of information*				% fuel-saving potential**	Source	
			S	G	CQ	SQ			
Fuel consumption and GHG emissions		Improved propulsion system	█	█	█	█	5–100	Bastos <i>et al.</i> 2021; Tadros <i>et al.</i> 2020; Jaurola <i>et al.</i> 2020; Gabriellii and Jafarzadeh, 2020; Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; Thomas <i>et al.</i> 2010; van Marlen, 2009; EC, 2006	
		Renewable energy (sail-assisted propulsion)	█	█			5–25	Schau <i>et al.</i> 2009; van Marlen, 2009; Ziegler and Hansson, 2003; Bose and MacGregor, 1987; Amble, 1985	
		Renewable energy (for onboard consumers)		█	█		***	Gabriellii and Jafarzadeh, 2020	
		Improved maintenance (predictive maintenance)	█	█	█	█	3–8	Basurko <i>et al.</i> 2013; van Marlen, 2009	
		Heat-recovery systems	█	█			5–10	Gabriellii and Jafarzadeh, 2020; Palomba <i>et al.</i> 2017; Notti and Sala, 2014; Wang and Wang, 2005	
		Magnetic devices	█	█			2–6	Gabiña <i>et al.</i> 2016a; Notti and Sala, 2014	
		Frequency converters	█	█			9.1–25	Lee and Hsu, 2015; Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013	
		Shore power/shore supply of electricity		█	█		90–100 (consumption in port)	Gabriellii and Jafarzadeh, 2020	
		Shift from mechanical-hydraulic consumers to electric consumers on-board		█	█	█	10–15	Gabriellii and Jafarzadeh, 2020; Notti and Sala, 2014; Sala <i>et al.</i> 2012	
		Energy-consuming machinery							
		LED lighting	█	█		█	26–55	Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Thomas <i>et al.</i> 2010	
		Alternative refrigerants for cooling system	█			█	50 (in electricity)	Sandison <i>et al.</i> 2021; Ziegler <i>et al.</i> 2013	

Category	Target	Sub-categories	Source of information*				% fuel-saving potential**	Source
			S	G	CQ	SQ		
		Improved fuel performance						
		Alternative fuels	█	█			1.2 (1.9% for CO ₂ reduction)	Gabrieli and Jafarzadeh, 2020; Gabiña <i>et al.</i> 2019; Uriondo <i>et al.</i> 2018; Jafarzadeh <i>et al.</i> 2017; Gabiña <i>et al.</i> 2016b; Thomas <i>et al.</i> 2010; Schau <i>et al.</i> 2009; Goldsworthy, 2009
		Additives	█		█		–	Hsieh <i>et al.</i> 2009
		Autopilot			█		3	
		Route optimization (based on metocean data)						
		Slow steaming, speed optimisation	█	█	█	█	15–59	Chang <i>et al.</i> 2016; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2011; van Marlen, 2009; Parente <i>et al.</i> 2008; EC, 2006; Latorre, 2001
		Route-planning systems, route optimisation	█				****	Granado <i>et al.</i> 2021; Groba <i>et al.</i> 2020; Chang <i>et al.</i> 2016
		Change of fishing ground						
		Change the fishing ground based on the catch and changing the return day	█		█		****	Bastardie <i>et al.</i> 2010
		On-board control and monitoring						
		Energy audits	█	█			***	Basurko <i>et al.</i> 2022; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; Thomas <i>et al.</i> 2010
		On-board energy-monitoring devices and operative advice	█	█	█	█	3–15	Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2011; van Marlen, 2009; EC, 2006; Latorre 2001
Gear		New netting designs						

Category	Target	Sub-categories	Source of information*				% fuel-saving potential**	Source	
			S	G	CQ	SQ			
Drag-force reduction (gear)		New or improved designs	█	█	█	█	17–22	ICES, 2020b; Lee <i>et al.</i> 2018; Balash <i>et al.</i> 2015; Notti and Sala, 2014; Hansen <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; van Marlen, 2009; Priour 2009, Parente <i>et al.</i> 2008; EC, 2006	
		Alternative materials (Dyneema™)	█	█	█	█	2–40	ICES, 2020b; Lee <i>et al.</i> 2018; Balash <i>et al.</i> 2015; Notti and Sala, 2014; Hansen <i>et al.</i> 2013; Sala <i>et al.</i> 2012; van Marlen, 2009; EC, 2006	
		Different mesh size, types of knots, panel cuttings	█	█	█		25–27	Lee <i>et al.</i> 2018; Hansen <i>et al.</i> 2013; Khaled <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2012; Sala <i>et al.</i> 2011; van Marlen, 2009; Parente <i>et al.</i> 2008; EC, 2006	
		Operational improvement							
		Electronically controlled gears		█	█	█		>15	ICES, 2020a
		New gear designs							
		Change from demersal to semi pelagic trawling doors	█	█	█	█	1.6–19	ICES, 2020b; Lee <i>et al.</i> 2018; Guijarro <i>et al.</i> 2017; Notti and Sala, 2014; Basurko <i>et al.</i> 2013; Hansen <i>et al.</i> 2013; EC, 2006	
		Alternative designs of trawl doors, trawl net, Sumwing	█	█	█	█	4.5–20	ICES, 2020b; Lee <i>et al.</i> 2018; Notti and Sala, 2014; Sala <i>et al.</i> 2012; Priour 2009; van Marlen, 2009; EC, 2006	
		Ground gear	█	█	█	█	***	ICES, 2020b; Larsen <i>et al.</i> 2018; van Marlen, 2009	
		Alternative ropes (helix ropes)	█	█			***	Kebede <i>et al.</i> 2020; ICES, 2020b; Sistiaga <i>et al.</i> 2015; van Marlen, 2009;	
Fishing-gear change		Sledges	█	█			****	Kaykac <i>et al.</i> 2017; van Marlen, 2009	
		From active to passive							
		Gear change: change from trawl to gillnet		█				****	van Marlen, 2009

Category	Target	Sub-categories	Source of information*				% fuel-saving potential**	Source
			S	G	CQ	SQ		
		Within active						
		Gear change: change from mid-water trawl to purse seine	█	█			5–25	Parker and Tyedmers, 2015; Driscoll and Tyedmers, 2010; van Marlen, 2009
		Gear change: pulse trawling	█	█		█	35–54	Batsleer <i>et al.</i> 2016; van Marlen <i>et al.</i> 2014; Taal and Klok, 2014; Sala <i>et al.</i> 2012; van Marlen, 2009; EC, 2006
		Change the number of rigs from single trawling	█	█			10–30	Broadhurst <i>et al.</i> 2013; EC, 2006; van Marlen, 2009; Ziegler and Hansson, 2003
		Assisted fishing		█			****	Sala <i>et al.</i> 2012
		Improve catchability and reduce mortality						
	Catchability and reduced mortality	Selective fishing: LED lighting	█				****	Kuo and Shen, 2018; An <i>et al.</i> 2017; Bryhn <i>et al.</i> 2014; Matsushita <i>et al.</i> 2012; Yamashita <i>et al.</i> 2012
		Selective fishing: use of selective gears	█	█			8–25	ICES, 2020b; Jørgensen <i>et al.</i> 2017; Ziegler and Hornborg, 2014; Hornborg <i>et al.</i> 2012; van Marlen, 2009
		Technology to increase catch efficiency	█		█		****	Chassot <i>et al.</i> 2021

*Savings are reported for several measures together; ** Fuel-saving Potential: only the cases reporting a fuel saving by one technology is included. Those citing savings by several measures are excluded. The ranges reported consider different TRLs; *** In grey literature, no quantitative data is presented about the reduction; **** The potential for saving is mentioned but no quantitative data are shown.

Bilag 1.3

Energy-efficient regulatory and management measures proposed in the scientific and grey literature and by consulted stakeholders (S: scientific reports, G: grey literature, CQ: questionnaires to commercial fishers, SQ: questionnaires to scientists)

Indholdet i bilaget er gengivet direkte fra European Commission (2022)

Category	Target	Subcategories	Source of information*				Source
			S	G	CQ	SQ	
Regulatory or management measures by decision-makers (not fishers)	Reduce fuel consumption (focus on the numerator of the FUI indicator, L fuel/t catch)	Taxation based on performance					
		Changes in fuel and emission taxation					Jafarzadeh <i>et al.</i> 2017; Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016; Parker and Tyedmers, 2015; Ziegler and Hornborg 2014; Thomas <i>et al.</i> 2010; Sumaila <i>et al.</i> 2008; Thrane, 2006; Thrane, 2004
		Harmonisation of fuel taxes amongst nations					Isaksen <i>et al.</i> 2015
		Restrictions by regulation					
		Restrictions on pull power, engine power					Thomas <i>et al.</i> 2010; Thrane, 2004
		Gear restriction					Driscoll and Tyedmers, 2010; Thrane, 2006
		Inclusion of fuel or carbon footprint or FUI scores in:					
		Fisheries-management system/modelling					Parker and Tyedmers, 2015; Davie <i>et al.</i> 2014; Ziegler and Hornborg, 2014; Driscoll and Tyedmers, 2010
		Fish quota system					Thrane, 2004
		Political goals					Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016
		Improvement in fish stocks					Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016
		Imposition of fuel and emission taxes					Thrane, 2004
		Monitoring of sustainability certifications					Chassot <i>et al.</i> 2021
		Allocation of subsidies to fuel-efficiency fisheries					Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016; EC, 2006

Category	Target	Subcategories	Source of information*				Source
			S	G	CQ	SQ	
		Promotion of:					
		Certain gears	■				Batsleer <i>et al.</i> 2016; Parker and Tyedmers, 2015
		Reducing fishing effort	■	■	■		Guijarro <i>et al.</i> 2017; EC, 2006
		Improvement of skipper skills	■		■		Ziegler <i>et al.</i> 2018; Parker <i>et al.</i> 2017; Basurko <i>et al.</i> 2013; Bastardie <i>et al.</i> 2010; Ruttan and Tyedmers, 2007; Ziegler and Hansson, 2003
		Agreements on fuel price between suppliers and fisheries	■				Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016
		Inclusion of fisheries in global emission databases or carbon- emission quota systems	■				Guillen <i>et al.</i> 2016; Coello <i>et al.</i> 2015
		Consumers					
		Consumer demands for more specific fuel data for fish purchased, eco-labeling	■				Schau <i>et al.</i> 2009; Thrane, 2006
		Fuel subsidies or incentives					
		To fuel efficient fishing methods	■	■			Thomas <i>et al.</i> 2010; Thrane, 2006; EC, 2006; Thrane, 2004;
		To fishers based on fuel efficiency, not catch alone	■				Groba <i>et al.</i> 2020; Basurko <i>et al.</i> 2013; Abernethy <i>et al.</i> 2010
		To invest in energy-efficiency strategies	■				Isaksen <i>et al.</i> 2015; Thrane 2004
	Increasing the t catch (focus on the denominator of the FUI indicator, L fuel/t catch)	Improving the CPUE					
		Improve stock biomass (fish abundance and availability)	■				Jafarzadeh <i>et al.</i> 2016; Parker and Tyedmers, 2004; Ziegler and Hornborg, 2014
		Better allocation of quotas or higher quotas	■				Thrane, 2004

Category	Target	Subcategories	Source of information*				Source
			S	G	CQ	SQ	
		Changing of fishing limits from maximum sustainable yield to maximum economic yield (e.g., rock lobster)					Farmery <i>et al.</i> 2014
		Boat buyback schemes					Parker <i>et al.</i> 2018; Pascoe <i>et al.</i> 2012; Hua and Wu, 2011; Sloan and Crosthwaite, 2007; EC, 2006
		Discard ban					
		Reduce bycatch by being more selective					Batsleer <i>et al.</i> 2016

* More than one measure, ** No information about the reduction, ***No quantitative data found

Bilag 1.4

Referenceliste til Bilag 1.1, Bilag 1.2 og Bilag 1.3

- Abernethy, K.E., Trebilcock, P., Kebede, B., Allison, E.H., Dulvy, N.K. (2010). Fuelling the decline in UK fishing communities? *ICES Journal of Marine Science*, 67:1076-1085.
- Amble, A. (1985). Sail-assisted performance of a 33-foot fishing vessel: results of full scale trials, In: Satchwell, C.J. (Ed.), *Windship Technology*. Elsevier, pp. 149-156.
- An, Y.-I., He, P., Arimoto, T., Jang, U.-J. (2017). Catch performance and fuel consumption of LED fishing lamps in the Korea hairtail angling fishery. *Fisheries Science* 83:343-352.
- Balash, C., Sterling, D., Binns, J., Thomas, G., Bose, N., (2015). The effect of mesh orientation on netting drag and its application to innovative prawn trawl design. *Fisheries Research* 164:206-213.
- Bastardie, F., Nielsen, J.R., Andersen, B.S., Eigaard, O.R. (2010). Effects of fishing effort allocation scenarios on energy efficiency and profitability: An individual-based model applied to Danish fisheries. *Fisheries Research* 106:501-516.
- Bastardie, F., Hornborg, S., Ziegler, F., Gislason, H., & Eigaard, O. R. (2022). Reducing the Fuel Use Intensity of Fisheries: Through Efficient Fishing Techniques and Recovered Fish Stocks. *Frontiers in Marine Science*, 9, [817335]. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.817335>
- Basurko, O.C., Gabiña, G., Lopez, J., Granado, I., Murua, H., Fernandes, J.A., Krug, I., Ruiz, J., Uriondo, Z. (2022). Fuel consumption of free-swimming school versus FAD strategies in tropical tuna purse seine fishing. *Fisheries Research* 245:106139.
- Basurko, O.C., Gabiña, G., Uriondo, Z. (2013). Energy performance of fishing vessels and potential savings. *Journal of Cleaner Production* 54:30-40.
- Batsleer, J., Rijnsdorp, A.D., Hamon, K.G., van Overzee, H.M.J., Poos, J.J. (2016). Mixed fisheries management: Is the ban on discarding likely to promote more selective and fuel efficient fishing in the Dutch flatfish fishery? *Fisheries Research*, 174:118-128.
- Broadhurst, M.K., Sterling, D.J., Millar, R.B. (2013). Progressing more environmentally benign penaeid-trawling systems by comparing Australian single- and multi-net configurations. *Fisheries Research* 146:7-17.
- Bryhn, A.C., Königson, S.J., Lunneryd, S.-G., Bergenius, M.A.J. (2014). Green lamps as visual stimuli affect the catch efficiency of floating cod (*Gadus morhua*) pots in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 157:187-192.
- Chang, Y.-C., Tseng, R.-S., Chu, P.C., Shao, H.-J. (2016). Global energy-saving map of strong ocean currents. *Journal of Navigation* 69:75-92.
- Chassot, E., Antoine, S., Guillotreau, P., Lucas, J., Assan, C., Marguerite, M., Bodin, N. (2021). Fuel consumption and air emissions in one of the world's largest commercial fisheries. *Environmental Pollution* 273:116454.

- Coello, J., Williams, I., Hudson, D.A., Kemp, S. (2015). An AIS-based approach to calculate atmospheric emissions from the UK fishing fleet. *Atmospheric Environment* 114:1-7.
- Davie, S., Minto, C., Officer, R., Lordan, C., Jackson, E. (2014). Modelling fuel consumption of fishing vessels for predictive use. *ICES Journal of Marine Science*, 72:708-719
- Driscoll, J., Tyedmers, P. (2010). Fuel use and greenhouse gas emission implications of fisheries management: the case of the New England Atlantic herring fishery. *Marine Policy*, 34:353-359.
- EC (2006). Proceedings of the Conference on Energy Efficiency in Fisheries - Séminaire sur les économies d'énergie à la pêche. European Commission, Directorate-General for Fisheries and Maritime Affairs, Brussels, 11-12 May 2006. 107pp.
- European Commission (2022), European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency, Bastardie, F., Feary, D., Kell, L., et al., Climate change and the common fisheries policy: adaptation and building resilience to the effects of climate change on fisheries and reducing emissions of greenhouse gases from fishing: final report, Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2926/155626>
- Farmery, A., Gardner, C., Green, B. S., Jennings, S. (2014). Managing fisheries for environmental performance: the effects of marine resource decision-making on the footprint of seafood. *Journal of Cleaner Production*, 64:368–376.
- Gabiña, G., Basurko, O.C., Notti, E., Sala, A., Aldekoa, S., Clemente, M., Uriondo, Z. (2016a). Energy efficiency in fishing: Are magnetic devices useful for use in fishing vessels? *Applied Thermal Engineering*, 94:670-678.
- Gabiña, G., Martin, L., Basurko, O.C., Clemente, M., Aldekoa, S., Uriondo, Z. (2016b). Waste oil-based alternative fuels for marine diesel engines. *Fuel Processing Technology*, 153:28-36.
- Gabiña, G., Martin, L., Basurko, O.C., Clemente, M., Aldekoa, S., Uriondo, Z. (2019). Performance of marine diesel engine in propulsion mode with a waste oil-based alternative fuel. *Fuel*, 235:259-268.
- Gabriellii, C.H., Jafarzadeh, S. (2020). Alternative fuels and propulsion systems for fishing vessels. SINTEF Report, 42pp.
- Granado, I., Hernando, L., Galparsoro, I., Gabiña, G., Groba, C., Pallezo, R., Fernandes, J.A. (2021). Towards a framework for fishing route optimization decision support systems: Review of the state-of-the-art and challenges. *Journal of Cleaner Production*, 320:128661.
- Groba, C., Sartal, A., Bergantiño, G. (2020). Optimization of tuna fishing logistic routes through information sharing policies: A game theory-based approach. *Marine Policy* 113:103795.
- Guijarro, B., Ordines, F., Massutí, E. (2017). Improving the ecological efficiency of the bottom trawl fishery in the Western Mediterranean: It's about time! *Marine Policy*, 83:204-214.
- Guillen, J., Cheilari, A., Damalas, D., Barbas, T. (2016). Oil for fish: An energy return on investment analysis of selected European Union fishing fleets. *Journal of Industrial Ecology*, 20:145-153.

- Hansen, U.J., Tørring, P., Nielsen, J.W., Rønfeldt, J.L. (2013). Using best available technology drastically improve fuel efficiency in trawl fisheries. In: Annual Meeting of the ICES-FAO Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour LIFE mini symposium, Bangkok.
- Hornborg, S., Nilsson, P., Valentinsson, D., Ziegler, F. (2012). Integrated environmental assessment of fisheries management: Swedish Nephrops trawl fisheries evaluated using a life cycle approach. *Marine Policy*, 36:1193-1201.
- Hsieh, L.-T., Shih, S.-I., Lin, S.-L., Yang, T.-L., Wu, T.-S., Hung, C.-H. (2009). Emissions in the exhaust of fishing boats after adding viscous agents into fuel oils. *Science of The Total Environment*, 408:233-241.
- Hua, Jian & Wu, Yihusan, 2011. Implications of energy use for fishing fleet--Taiwan example. *Energy Policy*, Elsevier, vol. 39(5), pages 2656-2668, May.
- ICES (2020a). ICES Working Group on Electrical Trawling (WGELECTRA). ICES Scientific Reports. 2:37, 108 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.6006>
- ICES (2021b). ICES Advice on fishing opportunities, catch and effort Baltic Sea ecoregion. <https://www.ices.dk/advice/Pages/Latest-Advice.aspx> (06.12.2021)
- IMO (2020). Fourth IMO GHG Study 2020, Reduction of GHG Emissions from Ships (MEPC 75/7/15). International Maritime Organization. London, 2020. Online available at <https://docs.imo.org/Shared/Download.aspx?did=125134>, last accessed on 22 Nov 2021.
- Isaksen, J.R., Hermansen, Ø., Flaaten, O. (2015). Stubborn fuel tax concessions: The case of fisheries in Norway. *Marine Policy*, 52:85-92.
- Jafarzadeh, S., Utne, I.B. (2014). A framework to bridge the energy efficiency gap in shipping. *Energy*, Elsevier, vol. 69(C), pages 603-612
- Jafarzadeh, S., Ellingsen, H., Aanondsen, S.A. (2016). Energy efficiency of Norwegian fisheries from 2003 to 2012. *Journal of Cleaner Production*, 112:3616-3630.
- Jafarzadeh, S., Paltrinieri, N., Utne, I.B., Ellingsen, H. (2017). LNG-fuelled fishing vessels: A systems engineering approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 50:202-222.
- Jaurola, M., Hedin, A., Tikkanen, S., Huhtala, K. (2020). A Topti simulation for finding fuel saving by optimising propulsion control and power management. *Journal of Marine Science and Technology*, 25:411-425.
- Jørgensen, T., Løkkeborg, S., Furevik, D., Humborstad, O.-B., De Carlo, F. (2017). Floated cod pots with one entrance reduce probability of escape and increase catch rates compared with pots with two entrances. *Fisheries Research*, 187:41-46.
- Kaykac, M.H., Düzbastilar, F.O., Zengin, M., Süer, S., Rüzgar, M. (2017). Measurements of fuel consumption and towing resistance in sea snail beam trawl fisheries: Preliminary results. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17:901-909.

- Kebede, G.E., Winger, P.D., DeLouche, H., Legge, G., Cheng, Z., Kelly, D., Einarsson, H., (2020). Flume tank evaluation of the hydrodynamic lift and drag of helix ropes compared to conventional ropes used in midwater trawls. *Ocean Engineering*, 195:106674.
- Kuo, C.Y., Shen, S.C., 2018. Design of secondary lens for LED fishing lamps to evaluation catches energy efficiency in saury fishing. *IEEE Access*, 6:66664-66672.
- Larsen, R.B., Herrmann, B., Brinkhof, J., Grimaldo, E., Sistiaga, M., Tatone, I. (2018). Catch efficiency of groundgears in a bottom trawl fishery: A case study of the Barents Sea haddock. *Marine and Coastal Fisheries*, 10:493-507.
- Latorre, R. (2001). Reducing fishing vessel fuel consumption and NOx emissions. *Ocean Engineering*, 28:723-733.
- Lee, C.-H., Hsu, S.-H. (2015). Assessment of energy savings on power factor improvement of marine electrical systems. *Journal of Marine Science and Technology*, 20:475-486.
- Lee, J., Lee, C.-W., Park, S., Kim, J., Park, S., Kim, T. (2018). Development of a low-energy midwater trawl with different combinations of trawl nets and trawl doors through model experiments. *Fisheries Science*, 84:323-334.
- Marchal, P., Andersen, B., Bromley, D., Iriondo, A., Mahevas, S., Quirijns, F., Rackham, B., Santurtún, M., Tien, N., Ulrich, C. (2006). Improving the definition of fishing effort for important European fleets by accounting for the skipper effect. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 63:510–533.
- Matsushita, Y., Azuno, T., Yamashita, Y. (2012). Fuel reduction in coastal squid jigging boats equipped with various combinations of conventional metal halide lamps and
- Notti, E., Figari, M., Sala, A., Martelli, M. (2019). Experimental assessment of the fouling control coating effect on the fuel consumption rate. *Ocean Engineering*, 188:106233.
- Notti, E., Sala, A. (2014). Information collection in energy efficiency for fisheries (ICEEF-3). Final report., in: Martinsohn, J., Damalas, D. (Eds.), JRC Scientific and Policy Reports. European Union, Luxembourg, 99pp.
- Palomba, V., Aprile, M., Motta, M., Vasta, S. (2017). Study of sorption systems for application on low-emission fishing vessels. *Energy*, 134:554-565.
- Parente J., Fonseca P., Henriques V., Campos A. (2008). Strategies for improving fuel efficiency in the Portuguese trawl fishery. *Fisheries Research*, 93:117–124.
- Parker, R.W.R. (2012). Review of life cycle assessment research on products derived from fisheries and aquaculture: A report for SeaFish as part of the collective action to address greenhouse gas emissions in seafood. Sea Fish Industry Authority Edinburgh, UK
- Parker, R.W.R., Tyedmers, P.H. (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., Green, B.S., Hartmann, K., Tyedmers, P.H., Watson, R.A. (2018). Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nature Climate Change*, 8:333-337.

- Parker, R.W.R., Gardner, C., Green, B.S., Hartmann, K., Watson, R.A. (2017). Drivers of fuel use in rock lobster fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 74:1681-1689.
- Parker, R.W.R., Tyedmers, P.H. (2015). Fuel consumption of global fishing fleets: current understanding and knowledge gaps. *Fish and Fisheries*, 16:684-696.
- Pascoe, S., Coglan, L., Punt, A.E., Dichmont, C.M. (2012), Impacts of vessel capacity reduction programmes on efficiency in fisheries: The case of Australia's multispecies northern prawn fishery. *Journal of Agricultural Economics*, 63:425-443.
- Poos, J.J., Turenhout, M.N.J., van Oostenbrugge, H.A.E., Rijnsdorp, A.D. (2013). Adaptive response of beam trawl fishers to rising fuel cost. *ICES Journal of Marine Science*, 70:675-684.
- Priour, D. (2009). Numerical optimisation of trawls design to improve their energy efficiency. *Fisheries Research*, 98:40-50.
- Ruttan, L.M., Tyedmers, P.H. (2007). Skippers, spotters and seiners: Analysis of the "skipper effect" in US menhaden (*Brevoortia* spp.) purse-seine fisheries. *Fisheries Research*, 83:73-80.
- Sala, A., De Carlo, F., Buglioni, G., Lucchetti, A. (2011). Energy performance evaluation of fishing vessels by fuel mass flow measuring system. *Ocean Engineering*, 38:804-809.
- Sala, A., Notti, E., Martinsohn, J., Damalas, D. (2012). Information Collection in Energy Efficiency for Fisheries (ICEEF2011). Final report., JRC Scientific and Policy Reports. European Union, Luxembourg, p. 132.
- Sala, A., Notti, E., Martinsohn, J., Damalas, D. (2013). Information Collection in Energy Efficiency for Fisheries (ICEEF2012). JRC Scientific and Policy reports, p88.
- Sandison, F., Hillier, J., Hastings, A., Macdonald, P., Mouat, B., Marshall, C.T. (2021). The environmental impacts of pelagic fish caught by Scottish vessels. *Fisheries Research*, 236:105850.
- Schau, E.M., Ellingsen, H., Endal, A., Aanonsen, S.A. (2009). Energy consumption in the Norwegian fisheries. *Journal of Cleaner Production*, 17:325-334.
- Sistiaga, M., Herrmann, B., Grimaldo, E., Larsen, R.B., Tatone, I. (2015). Effect of lifting the sweeps on bottom trawling catch efficiency: A study based on the Northeast arctic cod (*Gadus morhua*) trawl fishery. *Fisheries Research*, 167:164-173.
- Soetaert, M., Decostere, A., Polet, H., Verschueren, B., Chiers, K. (2015). Electrotrawling: a promising alternative fishing technique warranting further exploration. *Fish and Fisheries*, 16:104-124.
- Stäbler, M., Kempf, A., Smout, S., Temming, A. (2019). Sensitivity of multispecies maximum sustainable yields to trends in the top (marine mammals) and bottom (primary production) compartments of the southern North Sea food-web. *PLoS ONE* 14:e0210882. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210882>.
- Stergiou, K.I., Somarakis, S., Triantafyllou, G., Tsiaras, K.P., Giannoulaki, M., Petihakis, G., Machias, A., Tsikliras, A.C. (2016). Trends in productivity and biomass yields in the Mediterranean Sea Large Marine Ecosystem during climate change. *Environmental Development*, 17:54-74.

- Sumaila, U.R., Teh, L., Watson, R., Tyedmers, P., Pauly, D. (2008). Fuel price increase, subsidies, overcapacity, and resource sustainability. *ICES Journal of Marine Science*, 65:832-840.
- Taal, C., Klok, A.J. (2014). Pulswing; Ontwikkeling van een vistuig voor platvis waarin puls-techniek met de SumWing is gecombineerd. Wageningen, LEI Wageningen UR (University & Research centre), (Rapport / LEI; No. 2014-039). LEI.
- Tadros, M., Ventura, M., Guedes Soares, C. (2020). A nonlinear optimization tool to simulate a marine propulsion system for ship conceptual design. *Ocean Engineering*, 210:107417.
- Thomas, G., O'Doherty, D., Sterling, D., Chin, C. (2010). Energy audit of fishing vessels. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part M: Journal of Engineering for the Maritime Environment*, 224:87-101.
- Thrane, M. (2004). Energy consumption in the Danish fishery: Identification of key factors. *Journal of Industrial Ecology*, 8:223-239.
- Thrane, M. (2006). LCA of Danish Fish Products, new methods and insights. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11:66-74.
- Tyedmers, P. (2004). Fisheries and Energy Use, In: Editor-in-Chief: Cutler, J.C. (Ed.), *Encyclopedia of Energy*. Elsevier, New York, pp. 683-693.
- Uriondo, Z., Gabiña, G., Basurko, O.C., Clemente, M., Aldekoa, S., Martin, L. (2018). Waste lube-oil based fuel characterization in real conditions. Case study: Bottom-trawl fishing vessel powered with medium speed diesel engine. *Fuel*, 215:744-755.
- van Marlen, B. (2009). Energy saving in fisheries (ESIF) FISH/2006/17 LOT3 – Final report (No. C002/08). IMARES, Ijmuiden, p425. http://ec.europa.eu/fisheries/documentation/studies/energy_saving_en.pdf
- van Marlen, B., Wiegerinck, J.A.M., van Os-Koomen, E., van Barneveld, E. (2014). Catch comparison of flatfish pulse trawls and a tickler chain beam trawl. *Fisheries Research*, 151:57–69.
- Villasante, S., Sumaila, R., Da-Rocha, J.M., Carvalho, N., Skerritt, D.J., Schuhbauer, A., Cisneros-Montemayor, A.M., Bennett, N.J., Hanich, Q., Prellezo, R. (2022). Strengthening European Union fisheries by removing harmful subsidies. *Marine Policy*, 136:104884.
- Wang, S.G., Wang, R.Z. (2005). Recent developments of refrigeration technology in fishing vessels. *Renewable Energy*, 30:589-600.
- Yamashita, Y., Matsushita, Y., Azuno, T. (2012). Catch performance of coastal squid jigging boats using LED panels in combination with metal halide lamps. *Fisheries Research*, 113:182-189.
- Ziegler, F., Groen, E.A., Hornborg, S., Bokkers, E.A.M., Karlsen, K.M., de Boer, I.J.M. (2018). Assessing broad life cycle impacts of daily onboard decision-making, annual strategic planning, and fisheries management in a northeast Atlantic trawl fishery. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23:1357-1367.
- Ziegler, F., Hansson, P.A. (2003). Emissions from fuel combustion in Swedish cod fishery. *Journal of Cleaner Production*, 11:303-314.

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., Hartmann, K., Molander, S., Parker, R.W.R., Skontorp Hognes, E., Vázquez-Rowe, I., Smith, A.D.M. (2016), Expanding the concept of sustainable seafood using Life Cycle Assessment. *Fish and Fisheries*, 17:1073-1093

2. Fiskeriets påvirkning af økosystemet og økosystemets påvirkning af fiskeriet

Anna Rindorf, Grete E. Dinesen, Josefine Egekvist, Ole Ritzau Eigaard, Ole Henriksen, Stefan Neuenfeldt, Christian Riisager-Simonsen, Jonathan Stounberg, Mikael van Deurs, Morten Vinther og Anja Gadgård Boye, DTU Aqua

Del-leverance 2 til Fiskerikommissionen, september 2023

2.1 Resume

Denne delrapport præsenterer et overblik over påvirkningen af fiskeri på de marine økosystemer baseret på den seneste forskning.

Fiskeriet påvirkes dagligt af mængden af fisk i havet, og det har også direkte og indirekte konsekvenser for økosystemet. Klimaændringer har direkte effekter på bestande af fisk og skaldyr, bl.a. kan højere temperaturer forårsage øget fødeindtag og energiforbrug, ændringer i vækst, ændringer i udbredelsen af arter og livsstadier samt dårligere overlevelse af tidlige livsstadier og dermed mindre tilgang af nye fisk. Indirekte effekter af klimaændringer omfatter ændringer i fødegrundlaget, naturlig dødelighed (den andel, der spises af rovdyr eller dør af sygdom) samt ændringer i andelen af gydemodne fisk. Fiskeri, klimaforandringer og faktorer som iltsvind, forurening, ændringer i habitater og andre menneskelige aktiviteter, f.eks. råstofudvinding og marine konstruktioner, kan alle påvirke fiskebestandene. Klimaforandringer påvirker mange aspekter af økosystemet og ikke altid på måder, der kan forudsiges i dag. Mange af arterne udviser ikke en klar sammenhæng mellem produktivitet og f.eks. temperatur, men er i stedet forbundet til havstrømme og fødemængde. Dette gør det vanskeligt at forudsige omfanget af klimaeffekter på de bestande, der fiskes kommercielt. Specielt for torsk er der dog tydelige tegn på både dårlig produktivitet og ændringer i udbredelsen i alle farvande omkring Danmark. Blandt de vigtigste kommercielt udnyttede bestande, skønnes otte bestande at have stabil produktivitet over de næste 10 år, tre forventes at have en øget produktivitet, mens seks forventes at opleve et fald i produktiviteten.

Fiskeri påvirker også marine økosystemer direkte og indirekte. Fiskeriets påvirkning på de marine økosystemer omfatter direkte effekter på bestande af marine organismer, påvirkning af følsomme arter gennem bifangst, eller ved at der fjernes fødefisk, påvirkning af havbunden, effekter af tabte redskaber og affald, udsmid (discard) af uønsket fangst samt effekter af energiforbrug og CO₂-produktion. Denne delrapport gennemgår de dokumenterede effekter inden for hvert af disse emner. Der mangler fortsat både nationale og internationale grænseværdier for langt de fleste økosystemkomponenter for at vurdere bæredygtigheden af de påvirkninger fiskeriet har på økosystemer. Undtagelserne er en række af de erhvervsmæssigt udnyttede bestande og havpattedyrene, hvor der i begge tilfælde er fastsat grænseværdier. Blandt havpattedyrene er det primært marsvin, der vurderes som følsom overfor øget bifangst, idet den nuværende bifangst allerede anses for ikke at være bæredygtig. Blandt fiskene er det især torsk, sild og tobis, der enten er udsat for et for højt fiskeritryk eller har en gydebiomasse under grænseværdien for bæredygtige bestande. Selvom fiskeriet påvirker bunden voldsomt i meget befiskede områder, er der endnu ikke grænseværdier for, hvor stort dette påvirkede område bør være, og dermed kan det ikke afgøres, om det nuværende fiskeri med bundslæbende redskaber er bæredygtigt for bunden i havets økosystem som helhed.

I mangel på grænseværdier kan man i stedet forsøge at begrænse fiskeriets påvirkning bredt i økosystemet. De fiskerier, der har den mindste påvirkning af økosystemet, er det pelagiske fiskeri efter små pelagiske arter, industrifiskeri efter sperling samt muslingefiskeriet. Selvom muslingefiskeriet har betydelig lokal påvirkning, opnås der store landinger fra et lille areal. Disse fiskerier følges dernæst af de passive fiskerier med f.eks. nedgarn, der dog kan have væsentlig fangst af fisk, der i øjeblikket er uden for sikre biologiske grænser, såsom ål og torsk, samt bifangst af havpattedyr og fugle. De øvrige fiskerier påvirker i større grad bunden, har et større CO₂-bidrag og et større udsmid. Blandt de fiskerier, der har mindst påvirkning, står mindre fartøjer for størstedelen af landingerne i muslingefiskeriet og næsten halvdelen af landingerne i garnfiskeriet, mens større fartøjer står for størstedelen af landingerne i det pelagiske fiskeri.

2.2 Oversigt og status for kommercielt udnyttede fisk og skaldyr

De vigtigste bestande i forhold til landingsværdi fra det danske fiskeri er angivet i tabel 2.1. Disse bestande forvaltes ud fra princippet om maksimalt bæredygtigt udbytte (Maximum Sustainable Yield, MSY). Alt efter art betyder dette, at forvaltningen sigter på at holde bestandsstørrelsen over det niveau, hvor tilgangen af nye fisk påvirkes (MSY_{trigger}) og/eller fiskes med et fiskeritryk på eller under en grænseværdi (F_{MSY}). Enkelte arter såsom blåmuslinger i Natura 2000-områder forvaltes ud fra målsætninger for arealpåvirkning, mens en række andre arter ikke har en specifik forvaltning (Tabel 2.1). Dette skyldes ofte, men ikke altid, manglende analytisk vurdering af biomasse, fiskeritryk og/eller relevante tærskelværdier for disse (MSY_{trigger} og F_{MSY}).

Der er betydelig variation i mængden og typen af data og viden, der er tilgængelig, om de forskellige bestande. Nogle bestande har historisk data i god kvalitet, der spænder over mange årtier og har en god forståelse af bestandsudvikling. For disse bestande er fiskerimulighederne bedre kendt, og den buffer, der afsættes til at håndtere usikkerhed, er mindre. Dette har betydning for især små pelagiske fisk, da der på sigt kan udtages større fangster. Eksempler på bestande med gode data og god forståelse er sild i Nordsøen og tobis ved Dogger. For andre bestande ved vi mindre, enten fordi der mangler data, eller fordi data ikke stemmer overens med den opfattelse, vi har af bestandens udvikling og dynamik. Dette gælder eksempelvis for flere af torskbestandene, hvor større mængder af unge fisk ofte forsvinder, før de når en størrelse, hvor de kan indgå i fiskeriet, f.eks. vestlig Østersøtorske. Det gælder også for flere fladfiskearter såsom slethvar og skærising, hvor der historisk ikke er indsamlet så mange data. Disse bestandes bestandsstørrelse er estimeret med en større usikkerhed, hvilket betyder, at der må afsættes en større buffer for biomassen og dermed et højere MSY_{trigger} for at sikre, at bestanden ikke overfiskes.

De fem økonomisk vigtigste bestande fra et dansk synspunkt er alle i god tilstand med en biomasse over referenceniveauet og fiskeridødelighed under referenceniveauet for MSY, hvor disse referencepunkter er defineret (Tabel 2.1). Af de 40 mest værdifulde bestande i forhold til landingsværdi har 17 en biomasse over referencepunktet, 15 har en biomasse under referencepunktet, og otte bestande har ikke et defineret referencepunkt for biomasse. I forhold til fiskeritrykket er det under F_{MSY} for otte bestande og over F_{MSY} for 14 bestande, mens F_{MSY} ikke er defineret for 18 bestande. Det er vigtigt at bemærke, at følsomme fisk også kan optræde under kommercielle fisk i tabel 2.1, f.eks. havtaske og lange.

Tabel 2.1. Status for bestande der udgør 99 % af den totale landingsværdi fra det danske fiskeri i årene 2017-2021 sorteret efter faldende landingsværdi. Hvor der er angivet et havområde for kolonnen "Bestand/Art", refereres der til en bestand, der er defineret og vurderes af Det Internationale Havundersøgelsesråd ICES. F er gennemsnitlig fiskeridødelighed (typisk over årene 2017-2021), F_{PA} er den højeste fiske,ridødelighed der er bæredygtig, og F_{MSY} er den fiskeridødelighed, der på langt sigt giver den maksimale bæredygtige fangst. Hvor F er vist som "Relativ", er fiskeritrykket bestemt relativt i forhold til F_{MSY} . Den samlede status i den sidste kolonne er bedømt ud fra to af havstrategidirektivets indikatorer; D3C1) om den gennemsnitlige fiskeridødelighed er over eller under F_{MSY} , og D3C2) om gydebestanden er under eller over referencepunktet $MSY B_{trigger}$. Data om bestandsstatus er fra ICES ultimo 2022. Status for muslinger er bedømt nationalt. Følsomme fisk er markeret med *.

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	F	F/F_{PA}	F/F_{MSY}	D3C1, $F \leq F_{MSY}$	D3C2, $SSB \geq MSY B_{trigger}$	Samlet status
1	Sild, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	98.713	0,20	0,64	0,64	god	god	god
2	Makrel, Nordøstatlanten	34.491	0,25	0,69	0,95	god	god	god
3	Jomfruhummer, Skagerrak og Kattegat	4.656	0,04		0,49	god		
4	Brisling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	122.539	1,62				god	god
5	Rødspætte, Nordsøen og Skagerrak	12.919	0,11	0,59	0,71	god	god	god
6	Torsk, Nordsøen og Skagerrak	7.165	0,41	0,84	1,47	ikke god	ikke god	ikke god
7	Tobis, centrale vestlige Nordsø (1r)	100.267	0,45				ikke god	ikke god
8	Blåhvilling, Nordøstatlanten	63.200	0,39	1,21	1,21	ikke god	god	ikke god
9	Dybvandsreje, Skagerrak og Norske Rende	1.924	1,02	0,90	1,02	ikke god	ikke god	ikke god
10	*Havtaske, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.591						
11	Kulmule, Biscayabugten og nordligere	3.839	0,21	0,39	0,87	god	god	god
12	Sild, vårgydende, Nordøstatlanten	17.935	0,17	1,06	1,06	ikke god	god	ikke god
13	Dybvandsreje, Vestgrønland	2.599					god	
14	Hestereje	1.716						
15	Sperling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	33.754	0,25				god	god
16	Tobis, Skagerrak, centrale og sydlige Nordsø (2r)	42.609	0,38				ikke god	ikke god
17	Mørksej, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og vest for Skotland	4.949	0,43	0,75	1,20	ikke god	god	ikke god
18	Brisling, Østersøen	26.890	0,39	0,95	1,25	ikke god	god	ikke god
19	Tobis, Nordlige og centrale Nordsø (4)	21.401	0,15				ikke god	ikke god
20	Blåmusling	32.902						
21	Hestemakrel, Nordøstatlanten	6.494	0,11	1,39	1,49	ikke god	ikke god	ikke god
22	Torsk, vestlige Østersø	2.337	0,91	1,33	3,52	ikke god	ikke god	ikke god

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	F	F/F _{PA}	F/F _{MSY}	D3C1, F≤F _{MSY}	D3C2, SSB≥ MSY B _{trigger}	Samlet status
23	Rødtunge, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	948					god	
24	Hjertemusling	6.691						god
25	Tunge, Skagerrak, Kattegat og vestlige Østersø	338	0,22	0,84	0,84	god	god	God
26	Rødspætte, Kattegat, Bælt-havet og Øresund	2.217	0,40	0,50	1,31	ikke god	god	ikke god
27	Dybvandsreje, Østgrønland	756				ikke god	ikke god	ikke god
28	Pighvar, Nordsøen	336	0,35	0,41	0,97	god	god	God
29	Skærising, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.137	0,31	1,11	2,10	ikke god	ikke god	ikke god
30	Kuller, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.247	0,30	1,26	1,26	ikke god	ikke god	ikke god
31	Tunge, Nordsøen	241	0,41	1,33	2,00	ikke god	ikke god	ikke god
32	Stenbider	212						
33	Dybvandsreje, nordøst ark-tisk	702	Relativ		0,18	god	god	god
34	Sild, vestlige Østersø, Kattegat og Skagerrak	5.448	0,33	0,80	1,06	ikke god	ikke god	ikke god
35	Ål, europæiske farvande	210					ikke god	ikke god
36	Sild, østlige Østersø	9.157	0,43	1,34	2,04	ikke god	ikke god	ikke god
37	Torsk, østlige Østersø	1.980	0,15				ikke god	ikke god
38	Tobis, Skagerrak, nordlige og centrale Nordsø (3r)	6.715	0,37				god	God
39	*Lange, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Nordøst-atlanten	904						
40	Jomfruhummer, Horns Rev (FU33)	259						

2.3 Overblik over værdi og udbredelse af danske fiskerier

Fiskeriets gennemsnitlige landingsværdi fra 2018 til 2022 er her kortlagt for små og store fartøjer (hhv. op til 17 m og over 17 m) for redskabstyperne skrabere, trawl, vod, not og en række passive redskaber (se tabel 2.2 og 2.3 for den fulde oversigt). Den gennemsnitlige landingsværdi er opgjort for hver redskabstype samlet. Derudover er landingsværdien opgjort geografisk i kvadrater indenfor den danske EEZ, hvor der bruges 0,01 graders c-square celler, der har et areal mellem 0,65 km² og 0,72 km². Den årlige ændring i landingsværdi fra 2018 til 2022 i hver celle er også kortlagt.

På baggrund af data fra de logbogspligtige fartøjer over og under 17 m er værdien og intensiteten af fiskeriet opdelt på bl.a. bundtyper, redskabsvalg og målart (Tabel 2.2 og 2.3). Indsatsen fra de mindre fiskefartøjer, der ikke er logbogspligtige, udgør ca. 23 % af indsatsdagene, men kun 0,5 % af landingerne og 2,8 % af landingsværdien i det samlede erhvervsfiskeri i Gislason et al.'s opgørelse fra 2021. Når de små fartøjer fisker markant flere dage per landet ton, skyldes det primært, at de fisker med mindre maskinkraft og redskaber og derfor får en lavere fangstevne per fiskedag. For oversigter over det rekreative fiskeri henvises til Gislason et al. (2021).

De resulterende fordelinger af landingsværdi kan ses i figur 2.1-2.10. Den samme farveskala er anvendt i alle figurer, og kortene kan dermed sammenlignes direkte på tværs af fartøjsstørrelser og redskabstyper. I de tilhørende tendensfigurer er det illustreret om fiskeriet inden for hver grid-celle er gået op eller ned i perioden fra 2018 til 2022. Værdierne er hældningen fra en regression for den procentvise ændring år for år i hver enkelt celle. Det antages, at hvis der havde været fisket i en grid-celle med det givne redskab i et af årene, men ikke i andre, er år uden data tolket som, at der er fanget 0 i det pågældende år.

Interaktive kort over udbredelsen af bundsløbende redskaber (snurrevod, bundtrawl/muslingeskraber og bomtrawl) kan tilgås på dette link: <http://ono.dtuaqua.dk:8282/DDFAM/> . På kortet kan habitattyper under havstrategidirektivet tilvælges, så påvirkningen af de forskellige typer kan ses.

Generelt er fiskeriet koncentreret i meget befiskede områder, mens andre områder stort set ikke fiskes. Bundtrawl/muslingeskraber har den største udbredelse. For alle redskaber gælder det, at de mindre fartøjer fisker mere kystnært end de større fartøjer. Landingsværdier for Østersøen og indre danske farvande er generelt faldet i perioden 2018-2022 (røde områder i trendfigurerne). Indre danske farvande fiskes primært af mindre fartøjer, der dermed er særligt påvirkede af dette fald.

Tabel 2.2. Indsatsdage, landinger og landingsværdi for de mellemstore logbogspligtige danske fartøjer (<17 m & ≥ 10 (8) m) i 2022 opdelt på redskabstyper og primære målarstgrupper og med angivelse af typiske dybdegrænser og bundtyper for de enkelte fiskerier.

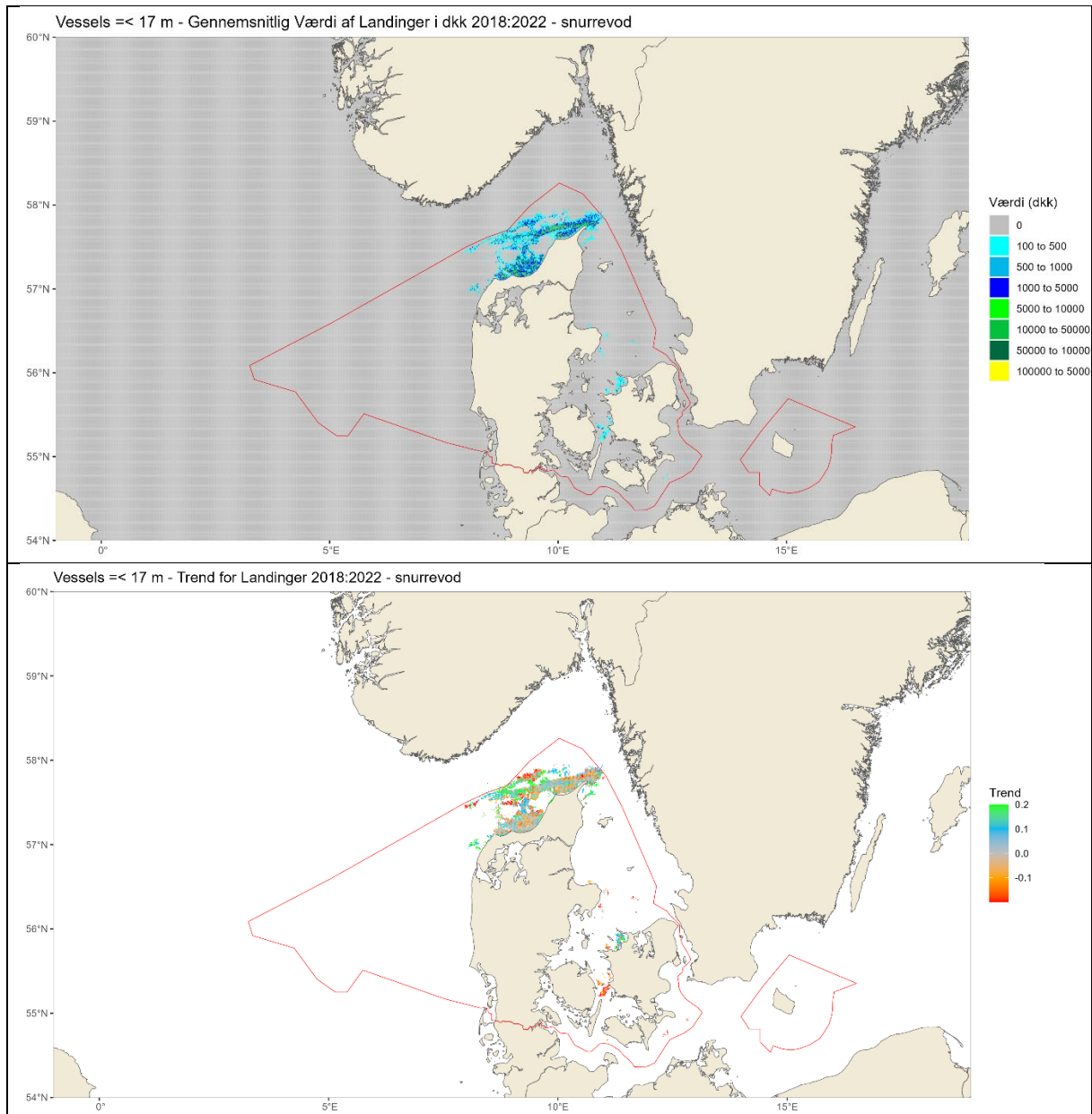
Redskaber		Primære målarstgrupper	Dybde (m)	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (tons)	Værdi (mio.kr.)
Aktive	Skraber	Blåmusling, hjertemusling, østers	< 10	Blandet	1753	34734	83
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	288	101	5
		Rødspætte	> 10	Sand	0	0	0
	Bundtrawl	Jomfruhummer og blandet konsum*	> 20	Mudder/sand	11205	4034	195
		Rejer	> 50	Mudder	0	0	0
		Sperling	> 50	Mudder/sand	77	587	1
		Torsk, rødspætte, blandet konsum	> 20	Blandet	1731	1301	20
		Tobis	> 20	Sand	447	10488	20
		Brisling	> 20	Blandet	117	696	1
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	0	0	0
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	1010	1429	30
	Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet	265	9730	22
		Not	Makrel	> 20	Blandet	0	0
	Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	Blandet	7153	1902
Bundgarn		Ål, hornfisk	< 10	Blandet	423	97	3
Ruser		Ål	< 10	Blandet	88	7	1
Tejner		Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	Hård	413	147	3
Bundsatte langliner		Torsk	> 20	Hård	28	6	0,2
Drivende langliner		Laks	> 20	Blandet	0	0	0
Hånd- og stangliner		Torsk	> 10	Blandet	0	0	0
Total					36.135	24.998	65.259

*Som beskrevet i tabel 2.1 vurderes det, at bundtrawling efter jomfruhummer er blandt den type kystfiskeri, der påvirker miljøet mest.

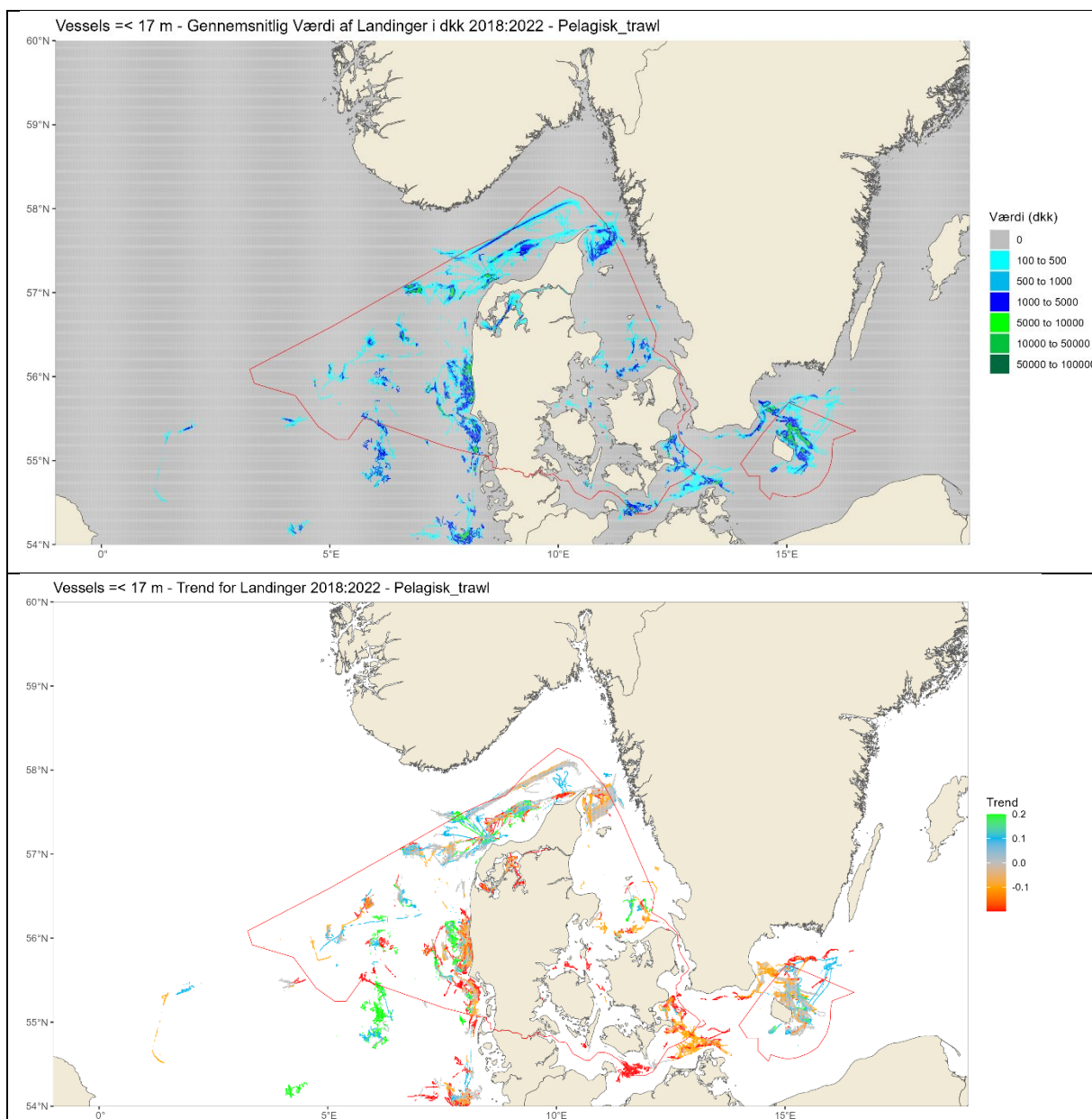
Tabel 2.3. Indsatsdage, landinger og landingsværdi for de store logbogspligtige danske fiskerfartøjer (>17 m) i 2022 opdelt på redskabstyper og primære målartsgrupper og med angivelse af typiske dybdegrænser og bundtyper for de enkelte fiskerier.

Redskaber	Primære målartsgrupper	Dybde (m)	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (mio.kr.)	Værdi (tons)	
Aktive	Skraber	Blåmusling, hjertemusling, østers	< 10	Blandet	55	1066	3
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	2635	1051	52
		Rødspætte	> 10	Sand	196	313	10
	Bundtrawl	Jomfruummer og blandet konsum	> 20	Mudder/sand	8682	7886	287
		Rejer*	> 50	Mudder	2010	7163	272
		Sperling	> 50	Mudder/sand	800	23163	70
		Torsk, rødspætte, blandet konsum	> 20	Blandet	4679	8466	217
		Tobis	> 20	Sand	634	63182	124
		Brisling	> 20	Blandet	276	24507	63
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	Sand/hård	1040	4028	99
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	730	1651	35
	Pelagisk trawl	Sild, makrel, brisling	> 20	Blandet	1230	246294	1105
		Not	Makrel	> 20	Blandet	0	0
	Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	Blandet	1793	2280
Bundgarn		Ål, hornfisk	< 10	Blandet	0	0	0
Ruser		Ål	< 10	Blandet	0	0	0
Tejner		Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	Hård	0	0	0
Bundsatte langliner		Torsk	> 20	Hård	21	205	2
Drivende langliner		Laks	> 20	Blandet	0	0	0
Hånd og Stangliner		Torsk	> 10	Blandet	0	0	0
Total				24.781	391.255	2.427	

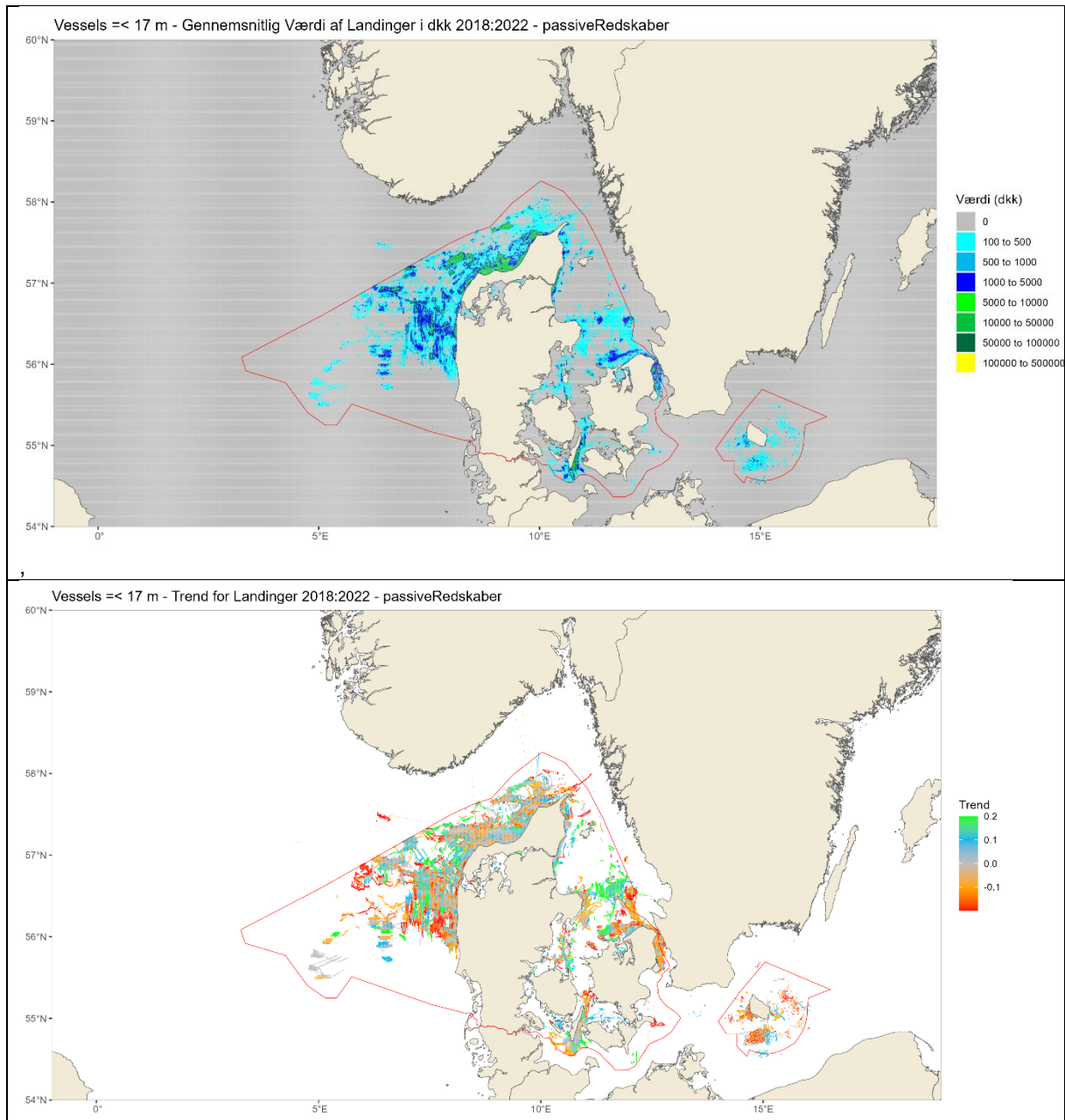
* En væsentlig del af bundtrawlfiskeriet efter dybvandsrejer (267 indsatsdage, 4.817 tons, 176 mio. kr.) er i 2022 foregået ved Grønland uden for de primære fangstområder for dansk fiskeri.



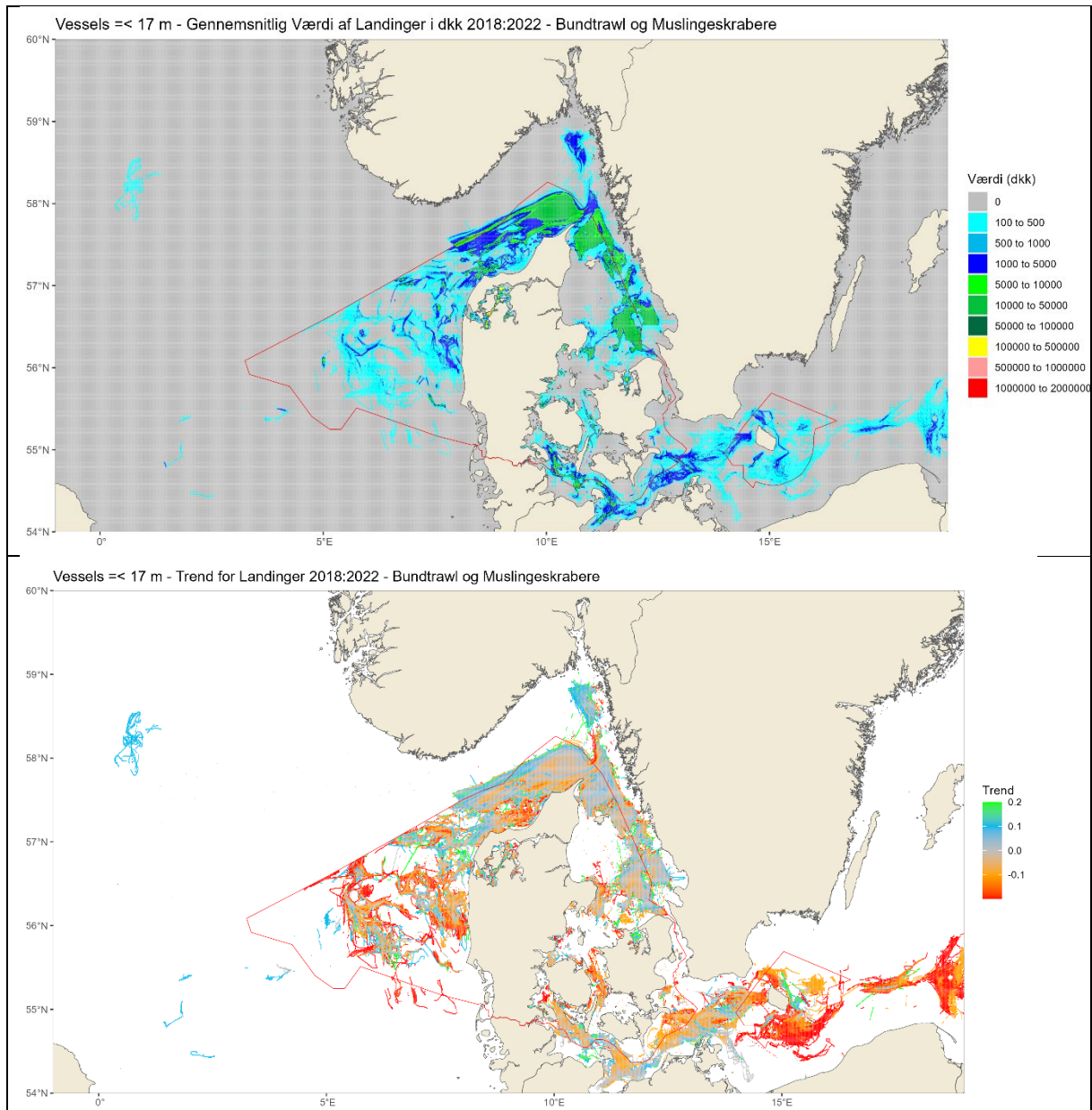
Figur 2.1. Snurrevod med fartøj 17 m eller mindre. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



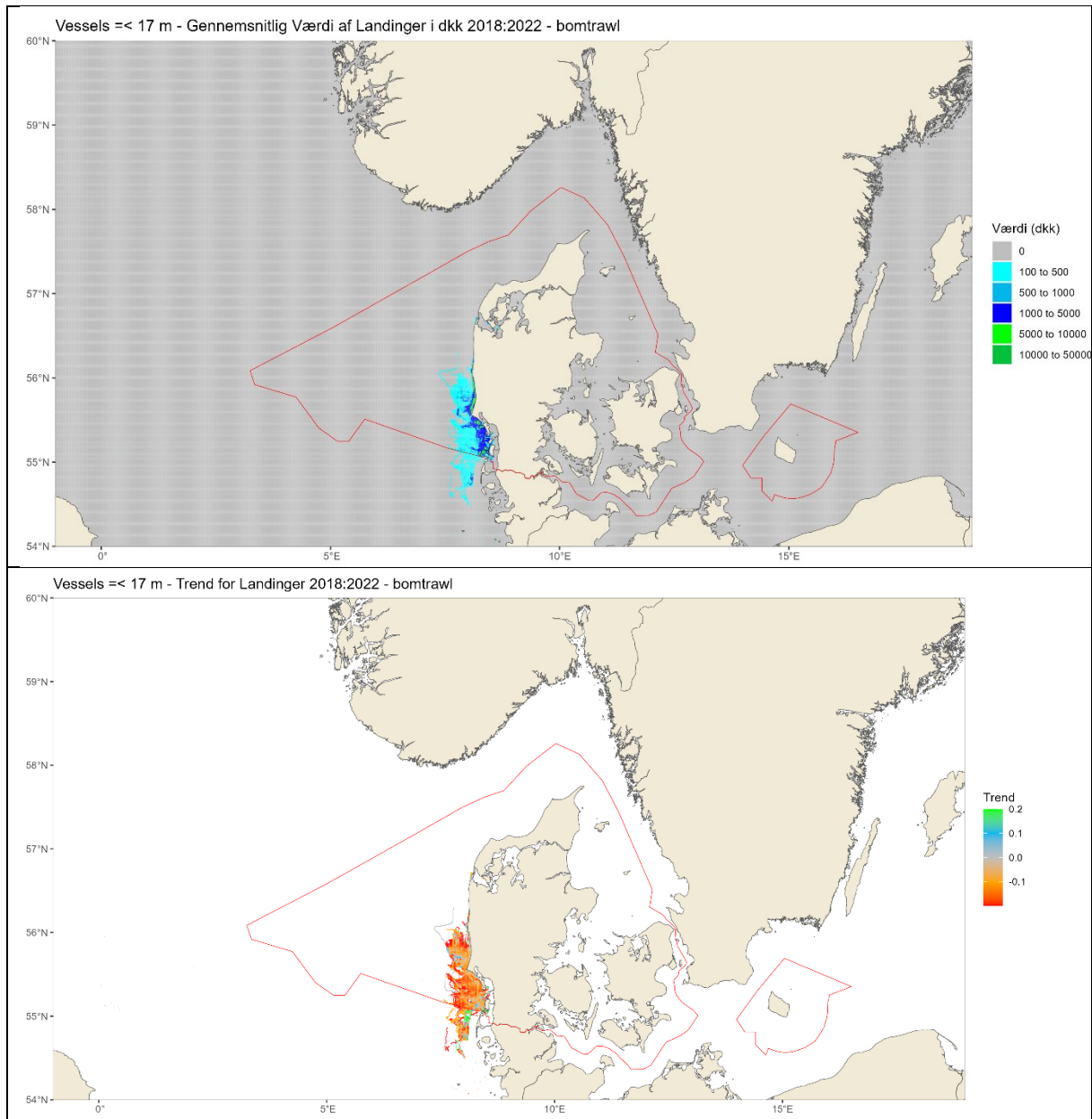
Figur 2.2. Pelagisk trawl med fartøj 17 m eller mindre. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



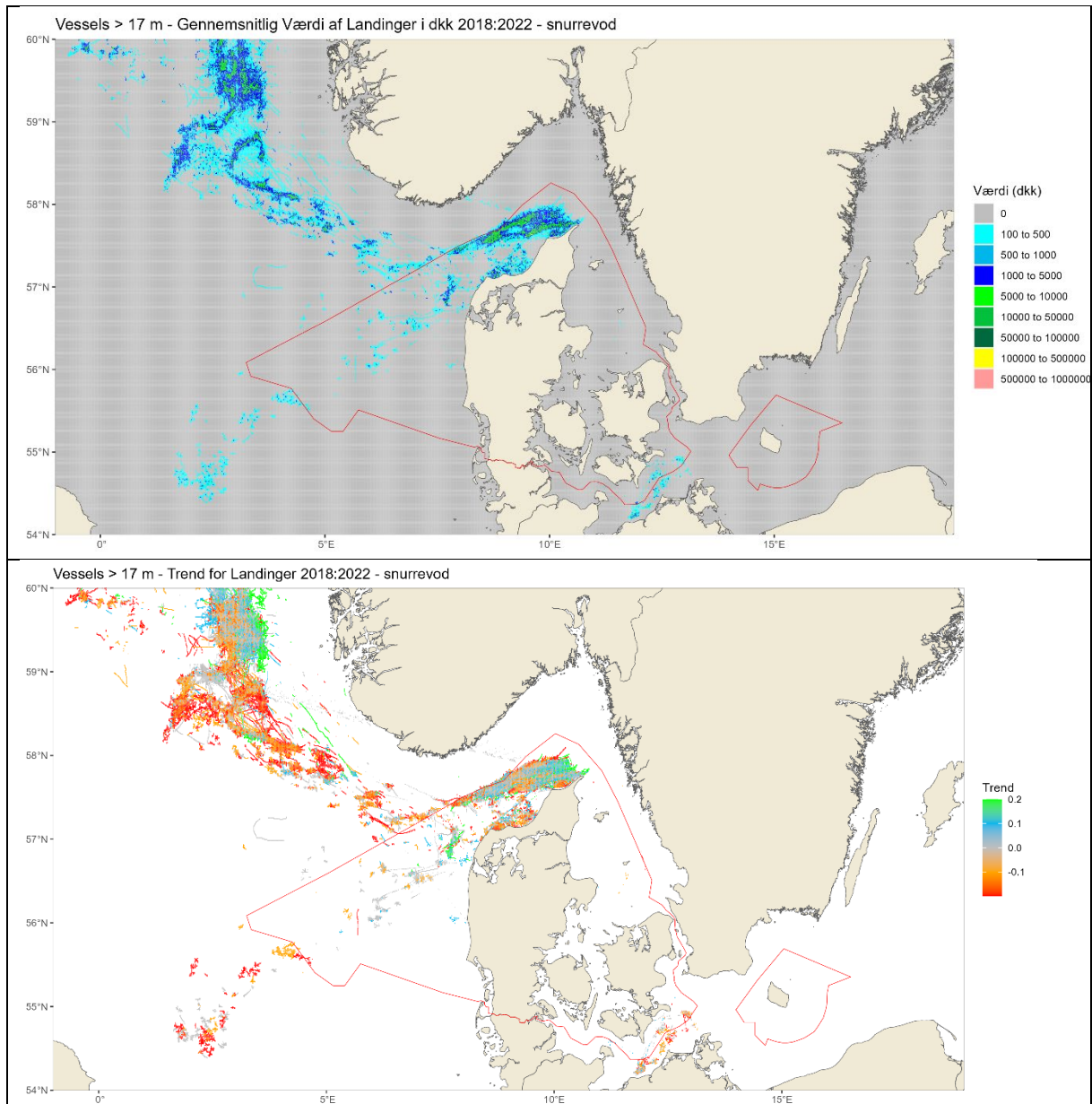
Figur 2.3. Fiskeri med passive redskaber (f.eks. garn, kroge og tejner) med fartøj 17 m eller mindre. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



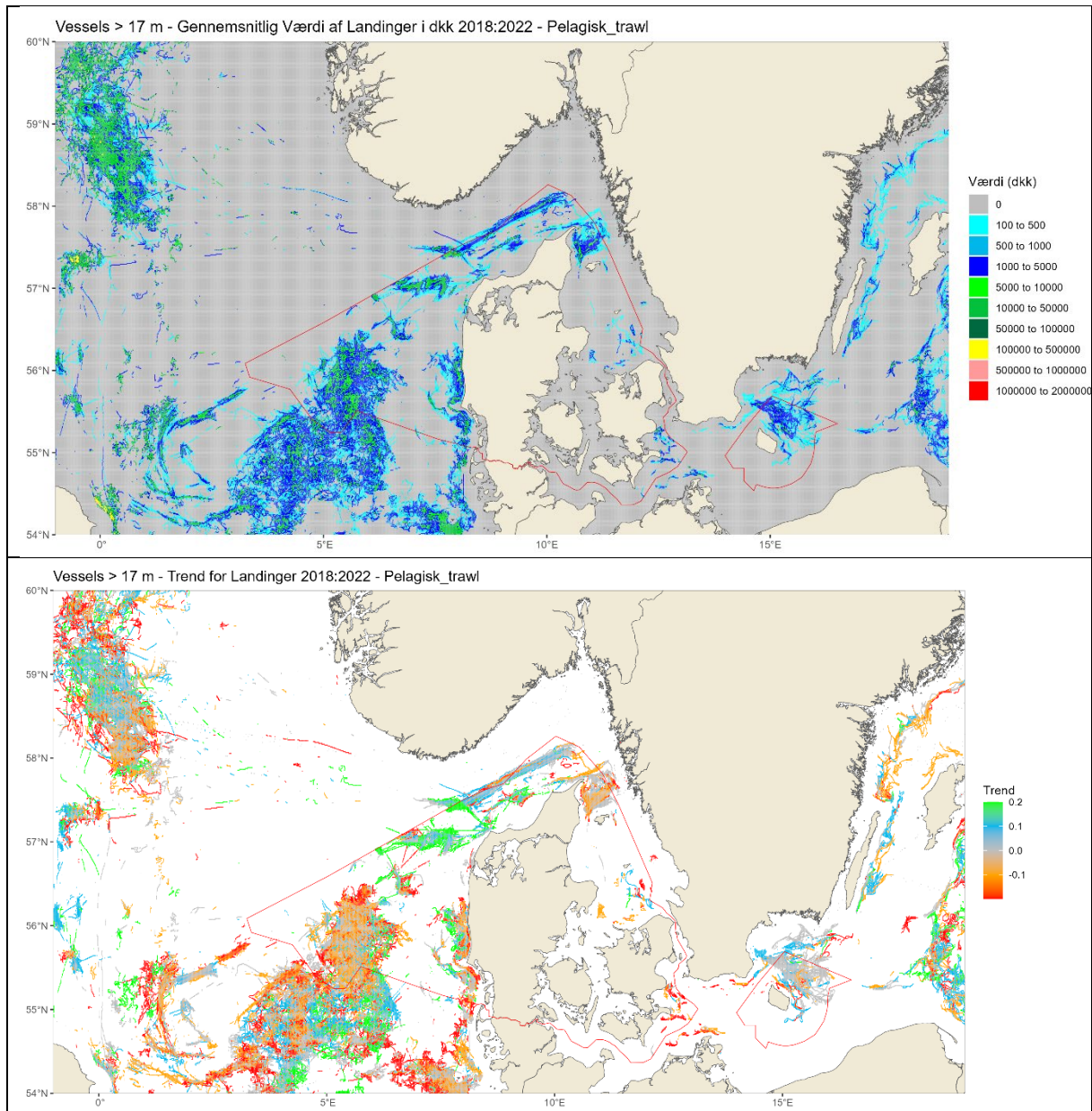
Figur 2.4. Bundtrawl og muslingeskraber med fartøj 17 m eller mindre. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



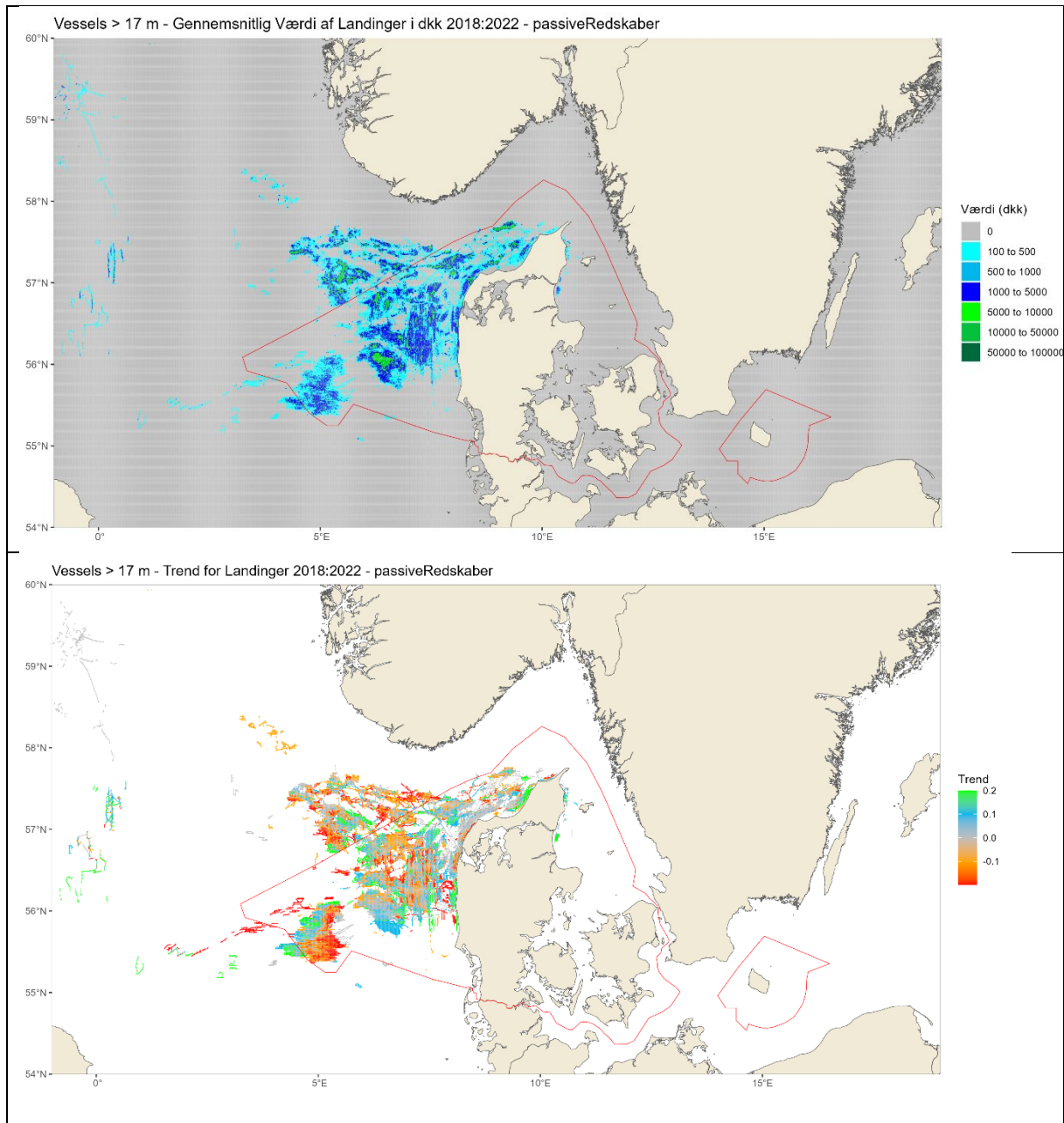
Figur 2.5. Bomtrawl med fartøj 17 m eller mindre. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



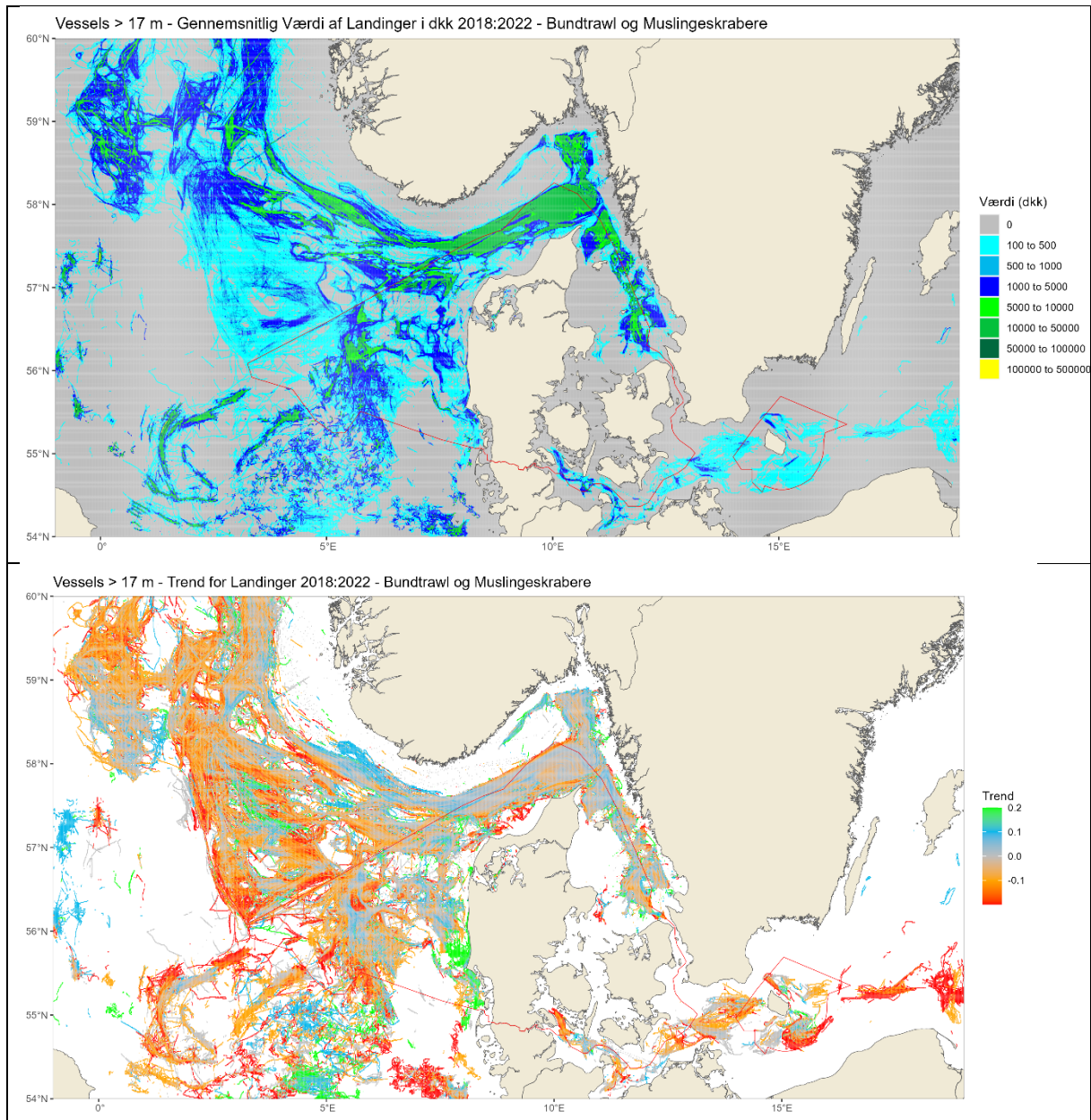
Figur 2.6. Snurrevod med fartøj større end 17 m. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



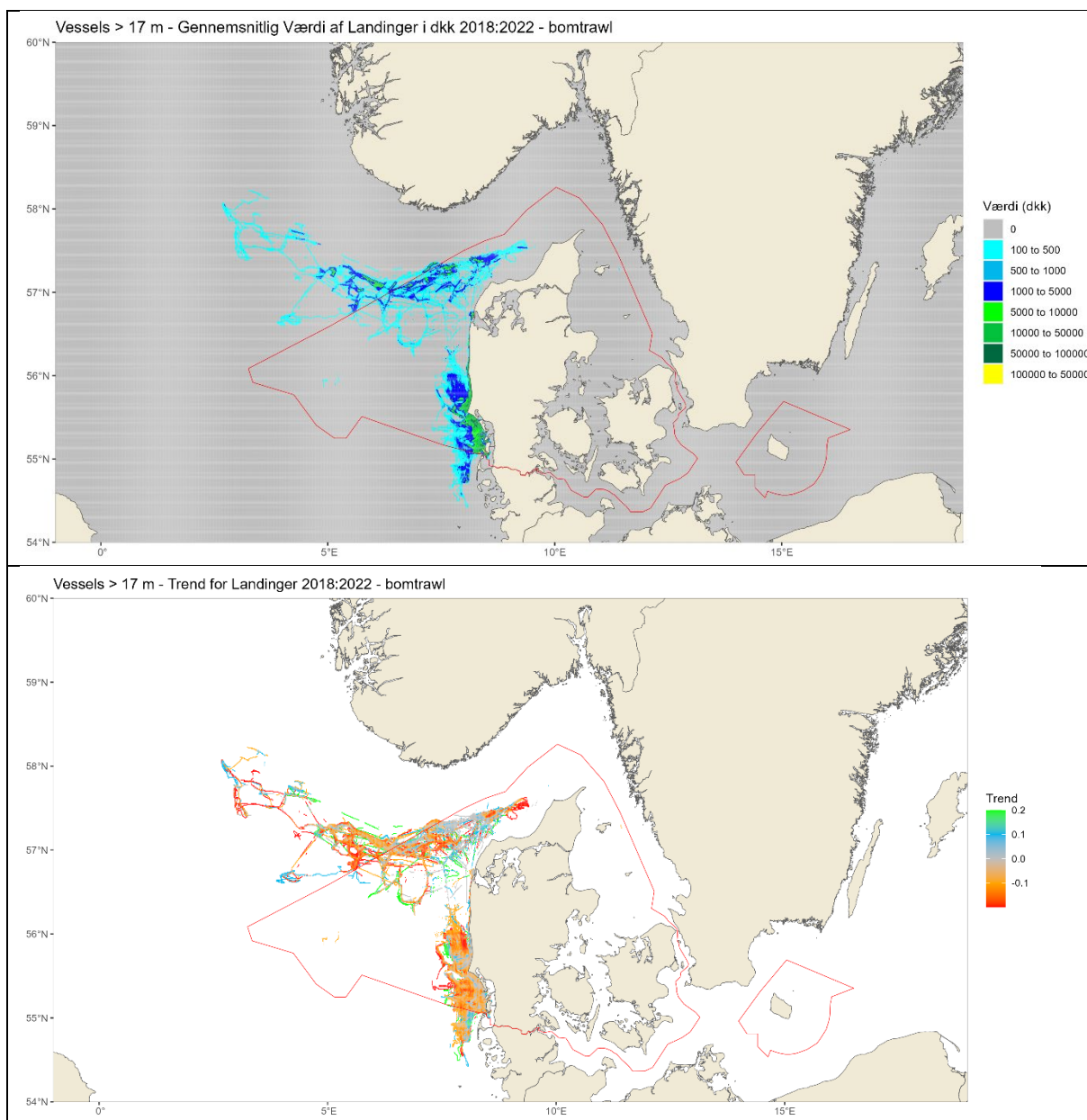
Figur 2.7. Pelagisk trawl med fartøj større end 17 m. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



Figur 2.8. Fiskeri med passive redskaber (f.eks. garn, kroge og tejner) med fartøj større end 17 m. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



Figur 2.9. Bundtrawl og muslingeskraber med fartøj større end 17 m. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).



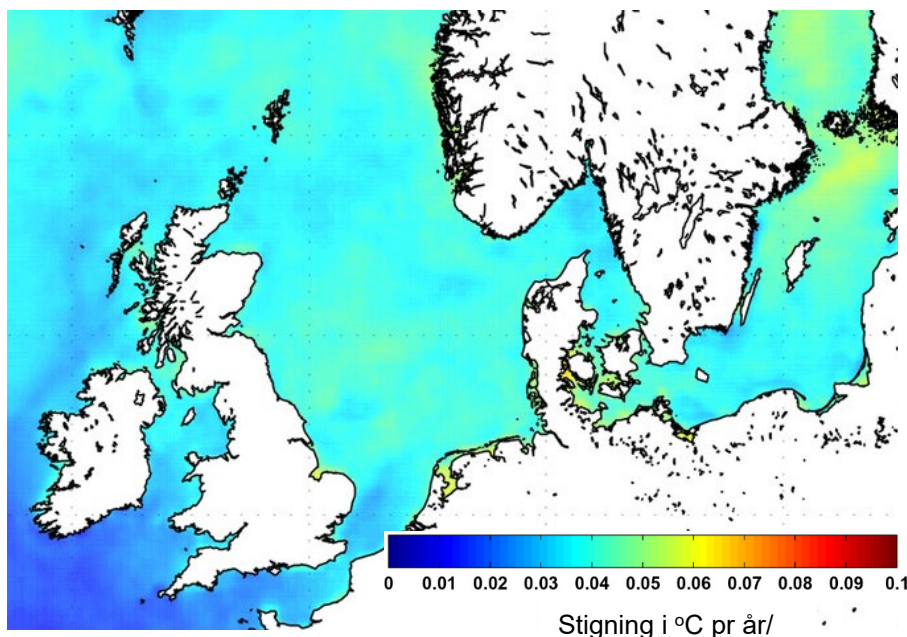
Figur 2.10. Bomtrawl med fartøj større end 17 m. Gennemsnitlig årlig værdi af landinger (øverst) og tidsmæssig udvikling i værdi af landinger (nederst, grøn/blå betyder stigning, grå ingen udvikling og orange/rød fald).

2.4 Klimaforandringernes påvirkning af sammensætningen af fiskebestande

Klimaforandringerne kan påvirke fiskebestande både direkte og indirekte. Direkte effekter er f.eks. øget fødeindtag og energiforbrug ved højere temperaturer og heraf følgende vækstændringer, ændret overlevelse af tidlige livsstadier og dermed ændret tilgang af nye fisk samt aktiv undvigelse af områder med for høj temperatur, faldende iltspænding og havforsuring. Indirekte effekter omfatter f.eks. ændringer i fødegrundlaget, naturlig dødelighed (den andel, der spises af rovdyr eller dør af sygdom) samt ændringer i andel af fisk, der er gydemodne. Samtidig med at fiskebestandene påvirkes af klimaforandringer og fiskeri, udsættes bestandene for iltsvind og ændringer i levesteder som følge af forurening, råstofudvinding og konstruktion af marin infrastruktur. I dette afsnit kortlægges områder, hvor der er markante temperaturstigninger, og hvor iltsvind er hyppigt forekommende. Herefter gennemgås, hvordan temperatur og andre direkte og indirekte effekter fra klimaforandringer samt bestandsstørrelse har indflydelse på de vigtigste arter i det danske fiskeri.

2.4.1 Temperaturstigninger omkring Danmark

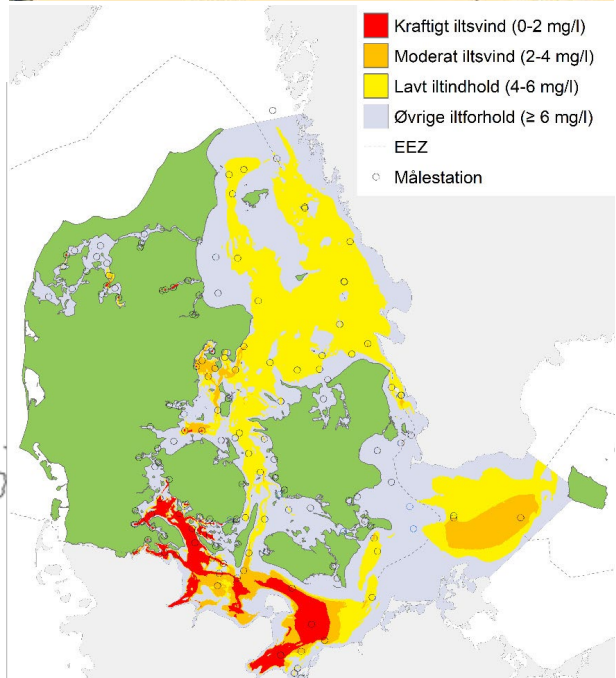
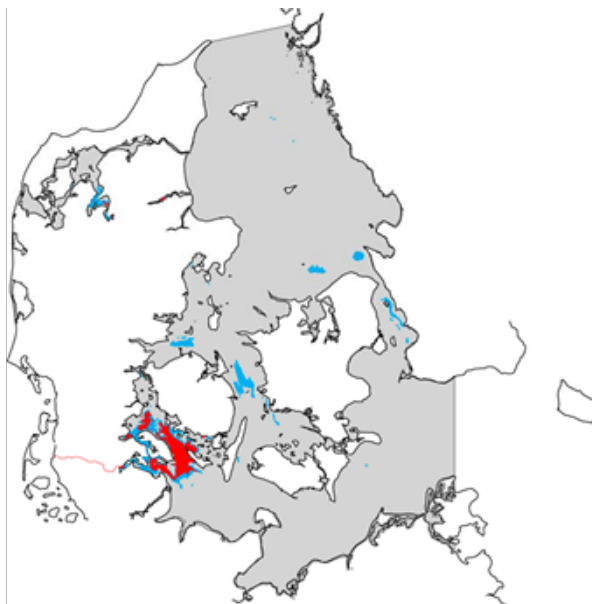
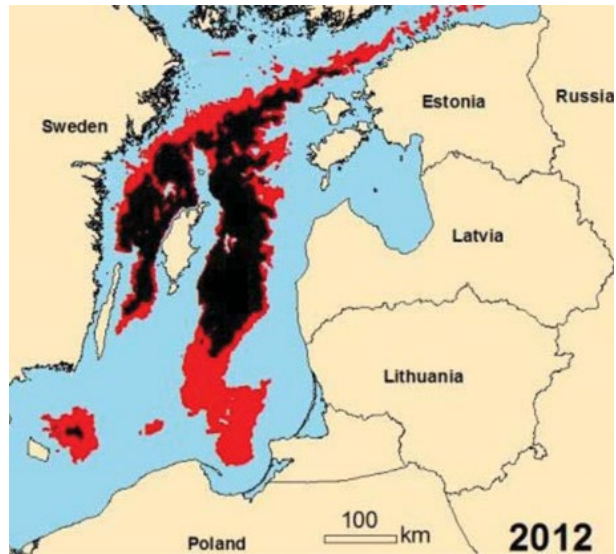
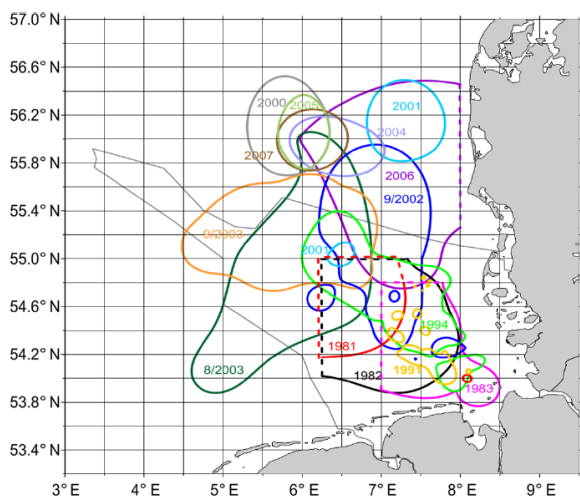
Temperaturstigninger i havet og fjorde omkring Danmark er ikke den samme i alle områder, og typisk ses en større stigning i kystnære lavvandede farvande (figur 2.11). Fjorde og indre farvande omkring Danmark opvarmes hurtigere end de åbne farvande på grund af deres begrænsede vandudveksling og lavere vandvolumen. Østersøen er også følsom over for temperaturstigninger på grund af sin relativt lavvandede karakter og begrænsede vandudskiftning. De mest mærkbare temperaturstigninger forekommer normalt om sommeren, når sollys og varme er mest intense. Dette har betydning for økosystemerne, da det kan påvirke algevækst, som kan forårsage iltsvind og andre biologiske processer. Dermed påvirker iltsvind og temperaturstigninger i højere grad indre danske farvande, hvor der primært fiskes fra mindre fartøjer.



Figur 2.11. Udvikling i havtemperaturen fra 1982 til 2012. Modificeret fra Høyer og Karagali (2016). *Journal of Climate*, 29(7), 2529-2541.

2.4.2 Iltsvind

Iltsvind skyldes en kombination af naturlige faktorer og menneskelige aktiviteter. Naturlige årsager inkluderer ekstreme vejrforhold, der kan føre til opvarmning og lagdeling af vandmasserne, hvilket reducerer iltopløsningen i de dybere lag af havet. Menneskelige påvirkninger omfatter primært overskydende næringsstoffer såsom kvælstof og fosfor, der udledes fra landbrug, spildevand og industri. Iltsvind forekommer, når vandtemperaturen stiger, og det øgede næringsstofniveau fremmer algevækst. Når algerne dør og nedbrydes, bruger bakterierne ilt i processen, hvilket kan føre til iltmangel i vandet. Dette har alvorlige konsekvenser for havmiljøet, da det reducerer tilgængeligheden af ilt, der er afgørende for dyrenes overlevelse. I Danmark er iltsvind en velkendt udfordring, især i de indre farvande som Østersøen og de danske fjorde. Det er mest udbredt i sensommeren. På grund af Østersøens opbygning er der betydelige områder, der er sårbare overfor iltsvind, hvor det mest velkendte er Bornholmsdybet (farvandet øst for Bornholm). Iltsvind er også hyppige i andre områder i Østersøen (Carstensen et al. 2014, figur 2.12). Udbredelsen af de dybere iltfattige områder varierer med mængden af vand, der strømmer ind i Østersøen som følge af primært efterårsstorme. Iltsvind i Nordsøen forekommer mere varierende i hyppighed og intensitet og kan optræde i forskellige områder fra år til år (figur 2.12). Udbredelsen af iltsvind i de indre danske farvande varierer fra år til år, men har en tendens til at være større i år med højere temperaturer og svag vind. I 2010, hvor den årlige gennemsnitstemperatur var den laveste siden 1997, blev det kraftige iltsvind primært begrænset til små områder i Bælthavet, hvor Lillebælt var hårdest ramt. I modsætning hertil omfattede udbredelsen i 2021 og 2022, hvor den gennemsnitlige årstemperatur var ca. 1,5°C højere, store områder, som inkluderede det meste af Bælthavet med kraftigt iltsvind i Lillebælt, Sydfynske Øhav og Femern Bælt (figur 2.12). Iltsvind i Nordsøen og indre danske farvande forbindes med øget primær produktion, f.eks. som følge af øget næringsaltbelastning fra land, samt øget lagdeling af vandet og øget temperatur (Große et al. 2016). Under fremtidige klimaændringer forventes det varmere vand at forøge iltforbruget og mindske iltens opløselighed, hvilket kan forstærke tilfælde af iltsvind. Klimaændringer kan også påvirke nedbørsmønstrene og kan føre til øget udvaskning af næringsstoffer fra landbrugsområder og byområder til vandløb og havmiljøer, hvilket kan øge mængden af næringsstoffer og fremme algevækst, der kan føre til yderligere iltsvind.



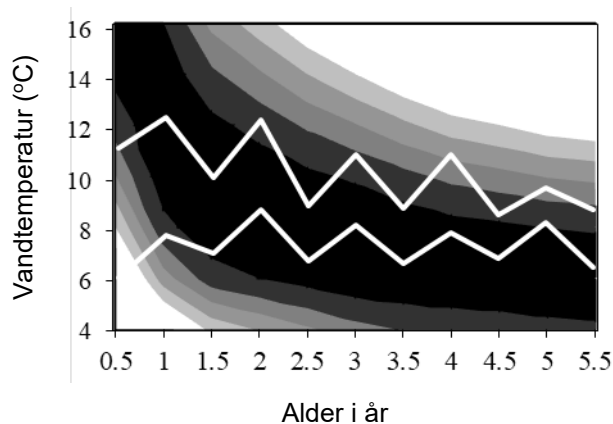
Figur 2.12. Udbredelse af iltsvind i Nordsøen langs den jyske vestkyst (øverst venstre, areal med mindre end 6 mgO² pr. L angivet for hvert år), i Østersøen i 2012 (øverst højre, areal med mindre end 2 mgO² pr. L i rød og sort), indre danske farvande i 2010 (nederst venstre, areal med mindre end 2 mgO² pr. L i rød er kraftigt iltsvind, 2-4 mgO² pr. L blå er moderat iltsvind) og i 2021 (nederst højre, areal med mindre end 2 mgO² pr. L i rød er kraftigt iltsvind, 2-4 mgO² pr. L i orange er moderat iltsvind, 4-6 mgO² pr. L i gul er lavt iltindhold). Gengivet fra Hjort et al. 2010, Hansen og Rytter 2021 og 2022, Carstensen et al. 2014 og Große et al. 2016.

2.4.3 Vækstændringer under klimaforandringer

Fisks kropstemperatur følger normalt temperaturen i vandet omkring dem. Temperaturen påvirker fiskens stofskifte, og dermed fører varmere temperaturer generelt til højere stofskifte og hurtigere vækst. Hver enkelt fiskeart og -bestand er gennem tid tilpasset bestemte temperaturer. Hver art vok-

ser optimalt ved et afgrænset temperaturspænd og dårligere ved temperaturer uden for intervalspændet. Den optimale temperatur falder oftest med fiskens størrelse, således at større fisk vokser bedre i koldere vand end mindre fisk af samme art. Er der mangel på føde, falder den optimale temperatur. Derfor kan en temperaturstigning i situationer med meget føde betyde øget vækst, mens den samme stigning ved fødemangel kan føre til dårligere vækst.

Et eksempel på sammenhængen mellem temperatur og vækst for torsk kan ses i figur 2.13. På figuren ses det, at væksten hos yngre småtorsk forventes at stige med temperaturen, hvis der er føde nok, mens væksten hos ældre store torsk falder med temperaturen. Denne sammenhæng er blevet dokumenteret for torsk i Nordsøen i perioden fra 1983 til 2005 (Rindorf et al. 2008). Temperatur er en vigtig faktor i væksten af torske- og fladfisk i Nordsøen, hvor voksne torsk, kuller, tunge og rødspætte alle vokser mindre ved høje temperaturer (Ibaibarriaga et al. 2023, Tabel 2.4).



Figur 2.13. Vækst hos torsk ved forskellige temperaturer og aldre, når der er føde nok. Sort farve angiver den største vækst. Hvidt angiver vækstrater på mindre end 75 % af det største. Gråt angiver gradvis ringere vækst. De hvide linjer afgrænser de temperaturer torsk i Nordsøen typisk møder ved forskellige aldre. Da ældre torsk typisk findes på dybere vand, oplever de koldere vand end yngre torsk. Både yngre og ældre torsk oplever koldere vand om vinteren. Gentaget efter Rindorf et al. 2008.

Andre fiskearter har andre optimale temperaturer for vækst og kan være mere følsomme over for variationer i fødemængden end i temperaturændringer. For især fladfisk og pelagiske fisk spiller biomassen af den pågældende art en afgørende rolle for deres vækst. Når biomassen er stor, vokser de enkelte individer dårligere (Rindorf et al. 2022), sandsynligvis på grund af øget fødekongurrence. En betydelig del af den fremtidige vækst af de enkelte fisk afgøres derfor af, hvor mange nye fisk der kommer til bestanden, og hastigheden, hvormed de forsvinder på grund af fiskeri eller naturlig dødelighed.

Væksten hos de små pelagiske fisk i Nordsøen er både afhængig af biomassen af artsfæller og fødetilgængeligheden af mængden af vandlopper. Det er især sammenhængen mellem væksten af små pelagiske fisk og vandloppen *Calanus finmarchicus*, en koldtvandsart, der har været fremhævet som en betydelig faktor i Nordsøen (Clausen et al. 2018). Ændringer i vækst som følge af ændringer i fødetilgængelighed er også foreslået for f.eks. torsk i østlige Østersø. I Nordsøen har undersøgelser vist begrænsede eller ingen effekter af fødetilgængelighed på vækst af større fisk. Når vandtemperaturen bliver meget høj, kan fiskene få et 'varmechok' som kan have langvarige effekter på deres fødeoptag og vækst. I de indre danske farvande og kystnære områder forekommer så høje temperaturer ved havbunden hyppigere og i længere perioder, og dette forventes at fortsætte i fremtiden. Dette fører til ændringer i fiskenes udbredelser, da visse arter som torsk undgår temperaturer over 16°C (Dinesen et al. 2019).

Der er ikke tilgængelige studier om væksten under forskellige temperaturforhold i danske farvande for flere væsentlige arter, f.eks. skaldyr som jomfruummer og hestereje. Jomfruummere og hesterejer

findes primært fra Nordsøen og sydpå og kan derfor forventes at have en øget produktivitet ved en temperaturstigning, forudsat at der er tilstrækkeligt med føde. Dybvandsrejer findes primært fra Nordsøen og nordpå og kan derfor forventes at have en produktivitet nedgang med øgede temperaturer.

Table 2.4. Oversigt over direkte effekter af temperatur og bestandsstørrelse på vækst.

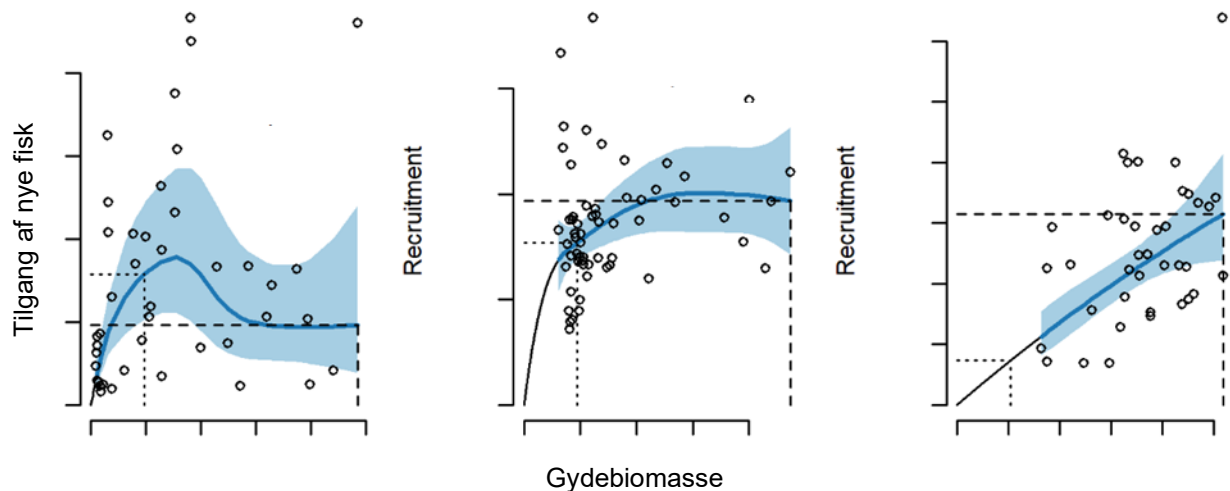
Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	Effekt af højere temperatur	Effekt af biomasse (tæthed-afhængighed)	Andre faktorer
1	Sild, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	98.713	Ingen ændring ¹	Lavere vækst ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere vækst efter 1994 ³
2	Makrel, Nordøstatlantien	34.491	Ingen ændring ⁴	Lavere vækst ved høj biomasse ^{2,4}	
3	Jomfruhummer, Skagerrak og Kattegat	4.656	Mulig stigning		
4	Brisling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	122.539		Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere vækst efter 1994 ³
5	Rødspætte, Nordsøen og Skagerrak	12.919	Lavere vækst ¹	Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	
6	Torsk, Nordsøen og Skagerrak	7.165	Højere vækst af juvenile og lavere vækst af voksne fisk ^{1,5}	Ingen effekt af biomasse ^{1,2}	Effekt af opdeling i tre bestande i 2023 ukendt
7	Tobis, centrale vestlige Nordsø (1r)	100.267		Ingen effekt af biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere vækst efter 1994 ³
8	Blåhvilling, Nordøstatlantien	63.200	Lavere vækst ⁶	Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	
9	Dybvandsreje, Skagerrak og Norske Rende	1.924	Mulig nedgang		
10	Havtaske, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.591			
11	Kulmule, Biscayabugten og nordligere	3.839			
12	Sild, vårgydende, Nordøstatlantien	17.935		Markant lavere vækst ved høj biomasse ^{1,2}	
13	Dybvandsreje, Vestgrønland	2.599			
14	Hestereje	1.716	Mulig stigning		
15	Sperling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	33.754		Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere vækst efter 1994 ³

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	Effekt af højere temperatur	Effekt af biomasse (tæthed-afhængighed)	Andre faktorer
16	Tobis, Skagerrak, centrale og sydlige Nordsø (2r)	42.609		Ingen effekt af biomasse ²	
17	Mørksej, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og vest for Skotland	4.949	Mulig lavere vækst ^{1,7}	Ingen effekt af biomasse ²	
18	Brisling, Østersøen	26.890		Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	
19	Tobis, nordlige og centrale Nordsø (4)	21.401		Ingen effekt af biomasse ²	
20	Blåmusling	32.902			
21	Hestemakrel, Nordøstatlanten	6.494			
22	Torsk, vestlige Østersø	2.337		Lavere vækst ved høj biomasse ^{*,2}	
23	Rødtunge, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	948			
24	Hjertermusling	6.691			
25	Tunge, Skagerrak, Kattegat og vestlige Østersø	338		Lavere vækst ved høj biomasse ²	
26	Rødspætte, Kattegat, Bælthavet og Øresund	2.217			
27	Dybvandsreje, Østgrønland	756			
28	Pighvar, Nordsøen	336			
29	Skærising, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.137			
30	Kuller, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.247	Lavere vækst ¹	Markant lavere vækst ved høj biomasse ²	
31	Tunge, Nordsøen	241	Lavere vækst ¹	Lavere vækst ved høj biomasse ²	
32	Stenbider	212			
33	Dybvandsreje, nordøst arktisk	702			
34	Sild, vestlige Østersø, Kattegat og Skagerrak	5.448		Ingen effekt af biomasse ²	
35	Ål, europæiske farvande	210			
36	Sild, østlige Østersø	9.157		Ingen effekt af biomasse ²	
37	Torsk, østlige Østersø	1.980			
38	Tobis, Skagerrak, nordlige og centrale Nordsø (3r)	6.715		Ingen effekt af biomasse ²	

¹Ibaibarriaga et al. 2023; ²Rindorf et al. 2022; ³Clausen et al. 2018; ⁴Agnalt 1989; ⁵Rindorf et al. 2008; ⁶Trenkel et al. 2015; ⁷Cormon et al 2016.

2.4.4 Ændringer i tilgangen af nye fisk

Tilgangen af nye fisk, også kaldet rekruttering, afhænger af biomassen af gydemodne fisk, da gydebiomassen i store træk bestemmer mængden af gydte æg. Der er dog stor variation i overlevelsen af tidlige livsstadier fra æg til ungfisk, og en høj biomasse af gydende fisk er ikke en garanti for en høj tilgang af nye fisk som illustreret i figur 2.14. Der kommer dog typisk kun en lille tilgang af nye fisk, når biomassen af gydende fisk er lav. Sammenspiillet mellem fødemængde og -konkurrence, temperatur og naturlig dødelighed (rovdyrsprædation og sygdom) er alle med til at skabe variation i overlevelsen, således at en høj biomasse ikke altid fører til en stor tilgang af nye fisk.



Figur 2.14. Eksempler på sammenhæng mellem tilgangen af nye fisk og gydebiomasse. Højre: Lavere tilgang ved høj gydebiomasse. Midt: stabil tilgang ved høj gydebiomasse. Venstre: stigende tilgang ved høj biomasse. Gengivet efter Rindorf et al. 2022.

Tilgangen af små pelagiske fisk i Nordsøen afhænger typisk af mængden og sammensætningen af zooplankton. Historisk har der været større tilgang af sild, brisling, tobis og sperling i år med en højere biomasse af vandloppen *Calanus finmarchicus* (Clausen et al. 2018, Tabel 2.5). Selvom høj biomasse af *C. finmarchicus* er forbundet med lavere temperaturer, er der dog ikke umiddelbar en direkte effekt af temperatur på de tidlige livsstadier og rekruttering af brisling, sperling og tobis i Nordsøen med undtagelse af en mulig effekt for tobis langs den jyske vestkyst (område 2r). Dog øges tilgangen af brisling i Østersøen ved stigende temperaturer (MacKenzie et al. 2012). Flere studier peger på en mere indirekte påvirkning fra klimaforandringer. Et eksempel er tobisen, som lever af dyreplankton om foråret og sommeren for at opbygge energilagre til at overvinde og gyde midt på vinteren (van Deurs et al. 2011). Varmere havtemperaturer øger hastigheden, hvormed de bruger deres energilagre, hvilket påvirker deres evne til at bruge energi til gonadeudvikling og dermed kan forsinke gydningstidspunktet (Wright et al. 2017). Selvom udvikling af æg forkortes med stigende temperatur, forventes opvarmede efterår og vintre at forsinke klækningstidspunkterne for tobis (Régnier et al. 2017), hvilket kan skabe dårlig synkronisering mellem klækningstidspunkter og tilgængeligheden af føde, hvilket påvirker tobisvækst og -overlevelse negativt og resulterer i lav rekruttering (Régnier et al. 2019). Dette illustrerer den kompleksitet, der er forbundet med klimaændringers indvirkning både direkte og indirekte, hvilket gør det svært at forudsige og undersøge.

En række analyser har påvist en sammenhæng mellem høje temperaturer i Nordsøen og en dårlig tilgang af torskeyngel (bl.a. Beaugrand et al. 2003, Tabel 2.5). Kuller og sej udviser samme tendens i

Nordsøen, dog i mindre grad sammenlignet med torsken. Tilgangen af rødspætte, tunge og hvilling i Nordsøen er derimod ikke klart afhængig af vandtemperatur (Melia et al. 2023). For torskebestandene i den østlige Østersø og de indre danske farvande har temperaturen ikke en direkte indflydelse på tilgangen af nye fisk.

Samlet set responderer de tidlige livsstadier, fiskeæg og -larver, primært på havstrømme og fødetilgængelighed, men klimaforandringer kan have en indirekte effekt. På grund af usikkerheden om, hvordan disse faktorer vil ændre sig under fremtidige klimaforhold, er det vanskeligt at forudsige ændringer i den fremtidige tilgang af fisk. Generelt udviser mange fiskebestande skift i tilgangen af nye fisk som følge af ændret klima, og derfor er den mest pålidelige prognose for bestandenes udvikling i de kommende år ofte, at den forbliver på nuværende niveau med forskellige årlige udsving afhængig af bestand og art (Szuwalski et al. 2015).

Tabel 2.5. Oversigt over direkte effekter af temperatur og bestandsstørrelse på tilgang af nye fisk.

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	Effekt af højere temperatur	Effekt af biomasse (tæthedafhængighed)	Andre faktorer
1	Sild, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	98.713	Mulig nedgang, ikke entydig i litteraturen	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere tilgang efter 1994 ³
2	Makrel, Nordøstatlantien	34.491		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	Nedgang i <i>Calanus</i> vandlopper og visse typer turbulens forbundet med lavere tilgang ^{3,4,5}
3	Jomfruhummer, Skagerrak og Kattegat	4.656	Mulig stigning		
4	Brisling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	122.539	Ingen ændring ¹	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere tilgang efter 1994 ³ . Mulig effekt af saltholdighed og dermed nedbør/flodafløb ⁸
5	Rødspætte, Nordsøen og Skagerrak	12.919	Ingen ændring ¹ , se dog ¹⁰	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
6	Torsk, Nordsøen og Skagerrak	7.165	Lavere tilgang ¹	Stigende tilgang ved høj biomasse ²	Effekt af opdeling i tre bestande i 2023 ukendt
7	Tobis, centrale vestlige Nordsø (1r)	100.267	Ingen ændring ¹	Lavere tilgang ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere tilgang efter 1994 ³
8	Blåhvilling, Nordøstatlantien	63.200		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	North Atlantic Sub Polar Gyre

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	Effekt af højere temperatur	Effekt af biomasse (tæthedsafhængighed)	Andre faktorer
					variationer påvirker tilgangen ⁶
9	Dybvandsreje, Skagerrak og Norske Rende	1.924	Mulig nedgang		
10	Havtaske, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.591			
11	Kulmule, Biscayabugten og nordligere	3.839		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	Øget tilgang efter økologisk skift i 1988/1989 ⁷
12	Sild, vårgydende, Nordøstatlantien	17.935	Stigning ⁸	Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
13	Dybvandsreje, Vestgrønland	2.599			
14	Hestereje	1.716			
15	Sperling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	33.754	Ingen ændring ¹	Lavere tilgang ved høj biomasse ²	Nedgang i vandloppe <i>C. finmarchicus</i> forbundet til lavere tilgang efter 1994 ³
16	Tobis, Skagerrak, centrale og sydlige Nordsø (2r)	42.609	Mulig stigning ¹	Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
17	Mørksej, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og vest for Skotland	4.949		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
18	Brisling, Østersøen	26.890	Stigning ⁹	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
19	Tobis, Nordlige og centrale Nordsø (4)	21.401	Ingen ændring ¹	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
20	Blåmusling	32.902			
21	Hestemakrel, Nordøstatlantien	6.494		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
22	Torsk, vestlige Østersø	2.337		Stigende tilgang ved høj biomasse ²	
23	Rødtunge, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	948			
24	Hjertemusling	6.691			
25	Tunge, Skagerrak, Kattegat og vestlige Østersø	338		Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
26	Rødspætte, Kattegat, Bælthavet og Øresund	2.217			
27	Dybvandsreje, Østgrønland	756			
28	Pighvar, Nordsøen	336		Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
29	Skærising, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.137			
30	Kuller, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.247		Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
31	Tunge, Nordsøen	241	Ingen ændring ¹	Lavere tilgang ved høj biomasse ²	
32	Stenbider	212			
33	Dybvandsreje, nordøst arktisk	702			

Værdi	Bestand/Art	Landing (tons/år)	Effekt af højere temperatur	Effekt af biomasse (tæthedsafhængighed)	Andre faktorer
34	Sild, vestlige Østersø, Kattegat og Skagerrak	5.448		Stigende tilgang ved høj biomasse ²	
35	Ål, europæiske farvande	210			
36	Sild, østlige Østersø	9.157		Stabil tilgang ved høj biomasse ²	
37	Torsk, østlige Østersø	1.980			
38	Tobis, Skagerrak, nordlige og centrale Nordsø (3r)	6.715	Ingen ændring ¹	Stabil tilgang ved høj biomasse ²	

¹Melia et al. 2023; ²Rindorf et al. 2022; ³Clausen et al 2018; ⁴Jansen 2016; ⁵Borja et al. 2002; ⁶Payne et al 2012; ⁷Goikoetxea and Irigoien 2013; ⁸Sætre et al 2002; ⁹MacKenzie et al. 2012; ¹⁰Akimova et al. 2016.

2.4.5 Ændringer i udbredelsen af fiskebestande

Der er talrige undersøgelser af ændringer i den geografiske fordeling af fisk i et fremtidigt klima. Ofte er disse baseret på forholdsvis simple principper, der tager udgangspunkt i, hvor arterne befinder sig i dag. Teorien er, at hvis de i dag findes i et specifikt område, der er inden for deres optimale temperaturinterval, vil deres udbredelse følge temperaturen til andre områder under fremtidige klimæændringer. Fordelingen af fisk påvirkes dog af en række faktorer ud over temperatur.

Undersøgelser i Nordsøen viser typisk, at en lang række arter ved deres sydlige udbredelsesgrænse nu findes i områder længere mod nord end tidligere. Dette skifte i udbredelse er sket samtidig med opvarmningen af primært det lave vand og store ændringer i planktonmængde og -sammensætning. Der er sket et skifte i fordelingen af fiskeriet fra sydligere til mere nordlige pladser i samme periode. Analyser af data viser, at fordelingen påvirkes af temperatur i samspil med f.eks. dybde og fordelingen af juvenile fisk. Forudsigelser af den fremtidige fordeling, når kun temperatur og saltholdighed påvirker tætheden, antyder meget begrænsede skift i fordelingen af fisk af en given art (Sys et al. 2022). Ikke desto mindre kan der være forskelle i den totale mængde af fisk og dermed også de enkelte arters relative forekomst. Eksempelvis forbindes varmere vand generelt med en lavere tilgang af f.eks. torsk i Nordsøen, mens tilgangen af rødspætte og mørksej ikke er forbundet til temperatur i den nuværende videnskabelige litteratur. Dermed vil der formentlig i takt med, at vandet bliver varmere, forekomme et skift i områder, hvor en stor andel af fangsten tidligere har været torsk, til at fangsten i højere grad udgøres af rødspætter og mørksej.

Der kan dog være store forskelle fra område til område, og undersøgelser i Østersøen har vist, at torsken nu er fordelt på dybere vand end tidligere i takt med, at temperaturen i det lave vand er steget (Dinesen et al. 2019). Temperaturstigningen er størst på lavt vand såsom i de lave vanddybder i kystnære områder, og hedebølger kan forstærke denne effekt.

2.4.6 Ændringer i naturlig dødelighed, andel gydemodne fisk og andre forhold

De kommercielt fiskede bestande bliver også spist af naturlige rovdyr. Når fiskene har nået en størrelse på ca. 5 cm, udgør andre fisk den vigtigste kilde til dødelighed. Lokalt kan havfugle også spille en rolle, men effekten er ofte ikke opgjort for større områder og tidsperioder. I tilfælde, hvor der er kvantitative opgørelser, spiller fugle typisk en mindre rolle i forhold til rovfisk. Dette forhold kan dog have ændret sig i takt med, at større rovfisk som torsk er blevet sjældnere, samtidig med at bestanden af havfugle er steget, f.eks. skarv. Havpattedyr spiser store mængder fisk, og især gråsæl har været i

voldsom fremgang i indre danske farvande de seneste 15 år. Gråsæl spiser fisk i alle størrelser, men omfanget i indre danske farvande er endnu ikke sat i relation til, hvor mange fisk der er, og der kan dermed ikke konkluderes i forhold til den andel af den totale dødelighed, der skyldes gråsæl. Marsvin er begrænset til fisk op til ca. 40 cm og tager dermed ikke så store fisk som gråsælen. I Nordsøen er den dødelighed, der påføres torsk af marsvin, større end den dødelighed, der skyldes gråsæl, men tallene er behæftet med en del usikkerhed, da fødesammensætningen kun observeres som knoglefragmenter eller øresten i maven på døde marsvin eller i sællorte (ICES 2020). Sæler og marsvins fødesammensætning udmærker sig ved at være forholdsvis konstant selv i perioder, hvor der f.eks. er færre torsk. Derved kan havpattedyr påføre større dødelighed i procent i perioder, hvor deres byttedyr har lave bestandsstørrelser.

Andelen af fisk, der når at blive gydemodne ved en given alder, har ændret sig for flere bestande, så fiskene nu modnes yngre og ved mindre størrelse. Det er blevet foreslået, at dette skyldes fiskeriets selektive fjernelse af store fisk, men det er vanskeligt at fastslå med sikkerhed, om denne teori støttes af data.

2.4.7 Effekter af iltsvind og ændringer i habitater

De enkelte fisk og skaldyrs evne til at overleve, vokse og formere sig påvirkes af kvaliteten af deres levested, her kaldet habitat. Mange arter benytter forskellige habitater på forskellige stadier gennem deres livscyklus som æg, larver, ungfisk og gydemodne fisk. Ofte kan ændringer i miljøforholdene for et af disse habitater påvirke bestandens samlede produktivitet (Seitz et al. 2014). Hvis flere habitater påvirkes, kan den samlede effekt være større end de enkelte påvirkninger hver for sig (Brown et al, 2018).

Ud over de påvirkninger, som ændringer i habitatkvalitet og tilgængelighed medfører, kan forskellige miljøændringer eller fysiske konstruktioner hæmme forbindelsen mellem habitaterne for de forskellige livsstadier. Disse barrierer for bevægelse og spredning forværrer effekter af forringelser i habitatkvaliteten.

Et eksempel på habitatets betydning for fiskebestande er Østersøtorsken. I de centrale og sydvestlige områder af Østersøen er det dybe vand i de forskellige bassiner iltfattigt året rundt. I nyere tid er iltsvindet forværret (mindre ilt), og de påvirkede områder er blevet større (bredere områder, lavere dybder og i længere perioder). Denne ændring skyldes hovedsageligt næringsstofafstrømning og -tilførsel fra Østersøens opland. Det iltfattige vand reducerer de egnede gydeområder for torsken, hvilket fører til færre overlevende fiskelarver, og derved falder tilgangen af nye fisk (MacKenzie et al. 2000). Klimaændringerne spiller også en væsentlig rolle, da hyppigheden og størrelsen af saltvandstilstrømningen fra Skagerrak kan falde, samtidig med at nedbørsmængden forventes at stige over Østersøens opland (Morholz et al. 2015). Disse klimadrevne processer reducerer både tilgangen af nyt iltigt havvand fra Skagerrak og ændrer de havstrømme, der transporterer torskæg og -larver fra gyde- til opvækstområder (Petereit et al. 2014). Temperaturstigningerne er størst i lavvandede kystvande, hvor udbredelsen af voksenfisk bliver indskrænket fra tidligere produktive habitater og dybder (Dinesen et al. 2019). Samtidig skaber den kombinerede effekt af øget tilførsel af næringsstoffer og højere temperaturer algeopblomstringer, hvilket reducerer unge torsks succes med at fange føde og gør dem mere modtagelige for at blive spist af rovdyr (Pihl et al, 1995; Pihl et al, 2005). Samlet set gør de ændrede levesteder torskbestanden mindre modstandsdygtige over for miljøvariationer, mindre produktiv og mere følsom over for overfiskeri.

Fisk i Østersøen lever i et miljø, der er betydeligt påvirket af flere alvorlige effekter af klimaforandringer, som har indflydelse på temperatur, saltholdighed og iltindhold. Sammenlignet med Østersøen er fisk i Nordsøen typisk udsat for mindre påvirkninger, idet udsvingene i saltholdighed og iltmætning er meget mindre i dette område. Selvom Nordsøen ofte omtales som et af de hurtigst opvarmede have i verden (Hobday et al. 2016), har stigningen i vandtemperaturen i Nordsøen været mindre end i større dele af indre danske farvande de sidste 30 år (Høyer og Karagali 2016).

2.4.8 Samlede effekter på udbytte

Det potentielle udbytte af en fiskebestand afhænger af flere faktorer, herunder bestandens produktivitet, hvor mange fisk der dør af naturlig dødelighed, forudsigeligheden af fiskerimulighederne og effektiviteten af forvaltning og fangstmetoderne. I store træk kan der fanges mere fra en produktiv bestand med lav dødelighed fra rovdyr og sygdom og forudsigelige fiskerimuligheder. En effektiv fiskeriforvaltning og en målrettet fangst af større individer af målarten i områder med høje forekomster af fisk kan også øge det potentielle udbytte. Omvendt vil arter med lav produktivitet, store tab til naturlige kilder og stor usikkerhed omkring fangstmuligheder have et begrænset fangspotentiale.

Klimaændringer påvirker mange aspekter af økosystemet og ikke altid på måder, der kan forudsiges i dag. Selvom det generelt forventes, at temperatur og nedbør kommer til at stige, er det vanskeligt at forudsige, hvordan disse ændringer kommer til at påvirke havstrømme, fødetilgængelighed og fødekæder i havet. Da produktiviteten af mange arter ikke nødvendigvis har en sammenhæng med temperatur og nedbør, men er mere relateret til havstrømme og fødemængde, er det vanskeligt at forudsige de præcise klimaeffekter, der kan forventes på de kommercielt fiskede bestande. Dog viser især torsk tegn på lav produktivitet og en ændret fordeling i alle farvande omkring Danmark. På trods af dette optræder torsk fra tre af de fire bestande i danske farvande stadig blandt de 40 mest værdifulde arter i forhold til landingsværdi.

Blandt de vigtigste kommercielt udnyttede bestande forventes otte bestande at opretholde en stabil produktivitet over de næste 10 år, tre forventes at have en øget produktivitet, mens seks forventes at udvise faldende produktivitet (Tabel 2.6). Disse vurderinger og tal kan ændre sig, når der foreligger mere information om arter, hvor der i øjeblikket mangler data.

Kvaliteten af bestandsvurderingerne påvirker også de fremtidige fangstmuligheder. I tilfælde, hvor bestanden er estimeret med en større usikkerhed, kæves der større forsigtighed i forvaltningen, og der må afsættes en større buffer for biomassen for at sikre, at bestanden ikke overfiskes. Betydningen af dette for de fremtidige fiskerimuligheder afhænger af, om der arbejdes målrettet på at indsamle information og mindske usikkerheden i bestandsvurderingerne. Hvis dette ikke er tilfældet, må det forventes, at fangstmulighederne for flere bestande vil blive begrænset.

Hvor arter med lav produktivitet eller høj usikkerhed i bestandsvurderingen fanges sammen med mere produktive arter, der vurderes mere præcist og bestemmes med større sikkerhed, kan der opstå konflikter. Dette betegnes ofte som en "choke species"-problematik. Denne opstår i blandede fiskerier, hvor forskellige arter fanges samtidigt, men kvoterne eller reglerne for fiskeriet er fastsat individuelt for hver enkelt art. Fiskeriet fokuserer på en eller flere arter, der er mere produktive og har højere kvoter, mens andre mindre produktive arter, kendt som "choke species," også fanges, men deres kvoter er begrænsede. Når fangsten af en "choke species" overskrider den tildelte kvoter, kan det medføre, at hele fiskeriet må stoppe, selvom der stadig er kvoter tilbage for de produktive målarter. I kortere perio-

der kan ellers produktive arter også optræde som "choke species", hvis deres biomasse og produktivitet er lav som følge af naturlige variationer og andre faktorer. Derfor er det vanskeligt at undgå "choke species"-problematikker i et blandet fiskeri. Der vil altid forekomme et behov for at afveje risikoen for en lille bestandsstørrelse mod det potentielle udbytte af mere produktive arter. Dette gælder også i tilfælde, hvor flere bestande af samme art fanges sammen, en problemstilling der i stigende grad påvirker rådgivningen for arter som laks, sild og torsk.

Tabel 2.6. Oversigt over effekter af temperatur og bestandsstørrelse på vækst og tilgang af nye fisk. Hvid: information findes, ingen effekt. Grøn: Dokumenteret stigning i produktion. Gul: Dokumenteret fald i produktion. Grå: Ingen dokumentation. Sandsynlig udvikling indenfor 10 år er defineret således: Stabil: ingen dokumenteret effekt af temperatur, Lille ændring: dokumenteret effekt af temperatur på vækst, Stigning eller nedgang: effekt af temperatur på tilgangen af nye fisk. Hvor der ikke er undersøgelser af effekten af temperatur på vækst og klima, er der ikke angivet en udvikling.

Værdi	Be-stand/Art	Landing (tons/år)	Bestandsstatus		Højere temperatur		Højere biomasse		Sandsynlig udvikling indenfor 10 år
			F/F _{MSY}	SSB ≥ MSY B _{virg-} ger	Vækst	Tilgang	Vækst	Tilgang	
1	Sild, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	98.713	0.64	God	Ingen ændring	Mulig nedgang, ikke entydig i litteraturen	Lavere vækst ved høj biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Stabil
2	Makrel, Nordøst-atlanten	34.491	0.95	God	Ingen ændring		Lavere vækst ved høj biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Stabil
3	Jomfruhummer, Skagerrak og Kattegat	4.656	0.49		Mulig stigning	Mulig stigning			
4	Brisling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	122.539		God		Ingen ændring	Markant lavere vækst ved høj biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Stabil
5	Rødspætte, Nordsøen og Skagerrak	12.919	0.71	God	Lavere vækst	Ingen ændring	Markant lavere vækst ved høj biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Lille nedgang
6	Torsk, Nordsøen og Skagerrak	7.165	1.47	Ikke god	Højere vækst af juvenile og lavere vækst af voksne fisk	Lavere tilgang	Ingen effekt af biomasse	Stigende tilgang ved høj biomasse	Effekt af opdeling i tre bestande i 2023 ukendt, formentlig nedgang
7	Tobis, centrale vestlige Nordsø (1r)	100.267		Ikke god		Ingen ændring	Ingen effekt af biomasse	Lavere tilgang ved høj biomasse	Stabil
8	Blåhvilling, Nordøst-atlanten	63.200	1.21	God	Lavere vækst		Markant lavere vækst ved høj biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Lille nedgang

Værdi	Be-stand/Art	Landing (tons/år)	Bestandsstatus		Højere temperatur		Højere biomasse		Sandsynlig udvikling indenfor 10 år
			F/F _{MSY}	SSB ≥ MSY B _{trigger}	Vækst	Tilgang	Vækst	Tilgang	
9	Dybvandsreje, Skagerrak og Norske Rende	1.924	1.02	Ikke god	Mulig nedgang	Mulig nedgang			
10	Havtaske, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.591							
11	Kulmule, Biscayabugten og nordligere	3.839	0.87	God				Stabil tilgang ved høj biomasse	Stabil
12	Sild, vårgydende, Nordøst-atlanten	17.935	1.06	God		Stigning	Markant lavere vækst ved høj biomasse	Lavere tilgang ved høj biomasse	Lille stigning
13	Dybvandsreje, Vestgrønland	2.599		God					
14	Hestereje	1.716			Mulig stigning	Mulig stigning			
15	Sperling, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	33.754		God		Ingen ændring	Markant lavere vækst ved høj biomasse	Lavere tilgang ved høj biomasse	Stabil
16	Tobis, Skagerrak, centrale og sydlige Nordsø (2r)	42.609		Ikke god		Mulig stigning	Ingen effekt af biomasse	Lavere tilgang ved høj biomasse	Lille stigning
17	Mørksej, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og vest for Skotland	4.949	1.20	God	Mulig lavere vækst		Ingen effekt af biomasse	Stabil tilgang ved høj biomasse	Lille nedgang
18	Brisling, Østersøen	26.890	1.25	God	Stigning		Markant lavere vækst	Stabil tilgang	Stigning
19	Tobis, Nordlige og centrale Nordsø (4)	21.401		Ikke god		Ingen ændring	Ingen effekt	Stabil tilgang	Stabil
20	Blåmusling	32.902							
21	Hestemakrel, Nordøstatlanten	6.494	1.49	Ikke god				Stabil tilgang	

Værdi	Be-stand/Art	Landing (tons/år)	Bestandsstatus		Højere temperatur		Højere biomasse		Sandsynlig udvikling indenfor 10 år
			F/F _{MSY}	SSB ≥ MSY B _{trigger}	Vækst	Tilgang	Vækst	Tilgang	
22	Torsk, vestlige Østersø	2.337	3.52	Ikke god			Lavere vækst	Stigende tilgang	
23	Rødtunge, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	948		God					
24	Hjertemusling	6.691							
25	Tunge, Skagerrak, Kattegat og vestlige Østersø	338	0.84	God			Lavere vækst	Lavere tilgang	
26	Rødspætte, Kattegat, Bælthavet og Øresund	2.217	1.31	God					
27	Dybvandsreje, Østgrønland	756		Ikke god					
28	Pighvar, Nordsøen	336	0.97	God				Lavere tilgang	
29	Skærising, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	1.137	2.10	Ikke god					
30	Kuller, Nordsøen, Skagerrak og vest for Skotland	2.247	1.26	Ikke god	Lavere vækst		Markant lavere vækst	Lavere tilgang	Lille nedgang
31	Tunge, Nordsøen	241	2.00	Ikke god	Lavere vækst	Ingen ændring	Lavere vækst ved	Lavere tilgang	Lille nedgang
32	Stenbider	212							
33	Dybvandsreje, Nordøst arktisk	702	0.18	God					
34	Sild, vestlige Østersø, Kattegat og Skagerrak	5.448	1.06	Ikke god			Ingen effekt	Stigende tilgang	
35	Ål, europæiske farvande	210		Ikke god					
36	Sild, østlige Østersø	9.157	2.04	Ikke god			Ingen effekt	Stabil tilgang	
37	Torsk, østlige Østersø	1.980		Ikke god					

Værdi	Be-stand/Art	Landing (tons/år)	Bestandsstatus		Højere temperatur		Højere biomasse		Sandsynlig udvikling indenfor 10 år
			F/F _{MSY}	SSB ≥ MSY B _{trigger}	Vækst	Tilgang	Vækst	Tilgang	
38	Tobis, Skagerrak, nordlige og centrale Nordsø (3r)	6.715		God		Ingen ændring	Ingen effekt	Stabil tilgang	Stabil
39	Lange, Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Nordøst-atlanten	904							
40	Jomfruhummer, Horns Rev (FU33)	259							

2.5 Fiskeriets påvirkning af økosystemer

Overordnet kan dansk fiskeris påvirkning på de marine økosystemer sammenfattes inden for seks kategorier: 1) Fiskeriets direkte effekt på marine organismers bestande, 2) Fiskeriets påvirkning af følsomme arter i økosystemet, 3) Påvirkningen fra den fysiske kontakt med havbunden, 4) Effekter af tabte redskaber og affald, 5) Udsmid (discard) af uønsket fangst og 6) Effekter af energiforbrug og CO₂-produktion. Den seneste større analyse af det danske fiskeris samlede påvirkning på økosystemerne inden for disse kategorier blev publiceret af Gislason et al (2021). Denne delrapport giver en kortere sammenfatning af den mere omfattende rapport og supplerer med væsentlige opdateringer baseret på nye tilgængelige data og forskningsresultater.

2.5.1 Fiskeriets direkte effekt på marine organismers bestande

Blandt de kortsigtede direkte effekter af fiskeri på bestande af marine organismer er den vigtigste den fiskeriinducerede dødelighed og de deraf følgende ændringer i bestandsstørrelse for primært de kommercielt udnyttede fisk og skaldyr. De langsigtede effekter af fiskeri er svære at undersøge videnskabeligt med stor nøjagtighed grundet økosystemernes naturlige kompleksitet. I havets økosystemer lever ingen arter i fuldstændig isolation, og fiskeriets virkning på bestandsudviklingen er blot en blandt flere akkumulerende faktorer, som både er menneskeskabte og naturlige. De effekter, som vi har kendskab til, er derfor primært begrænset til enkelte dele af økosystemernes komponenter og processer. For eksempel er der studier, der indikerer, at fiskeri i sig selv kan påvirke sammensætningen af bestande og størrelse af individerne ved en given alder. Disse studier viser, at andelen af store fisk i fangsten er faldet over en længere årrække. Samtidig har fiskeriet vist sig at kunne ændre arvematerialet og tilpassede egenskaber i intensivt udnyttede fiskebestande, så fiskene f.eks. bliver tidligere kønsmodne. For en del arter lader tilstanden til at kunne ændres tilbage til tidligere niveauer, hvis fiskeriet reguleres eller begrænses. Der er dog også en række tilfælde, hvor bestande ikke er genopbygget selv efter en længerevarende lukning af fiskeriet, såsom torsk ved Newfoundland og sild ved Island.

2.5.2 Fiskeriets påvirkning af følsomme arter i økosystemet

Følsomme arter i danske farvande omfatter en lang række langlivede arter af fisk samt alle de herboende havpattedyr og havfugle. Fiskeri kan påvirke bestandsudviklingen af disse arter direkte ved bifangst eller indirekte ved at fjerne byttefisk og derigennem føre til et fald i produktion og bestandsstørrelse af de rovdyr, der er afhængige af dem. Desuden kan der være en positiv påvirkning af produktionen og bestandsstørrelse af rovdyr, der udnytter udsmid og fiskeaffald (f.eks. Shelley et al. 2020). Som følge af ambitionerne for implementering af EU's økosystembaserede fiskeriforvaltning har fokus dog klassisk været på at forstå omfanget af de negative konsekvenser ved fiskeriet i forhold til bæredygtigheden af dette for de berørte bestande af havfugle og havpattedyr. I en dansk konktest formodes bifangst at være blandt de væsentligste negative påvirkninger fra fiskeriet på følsomme fisk, havpattedyr og havfugle, da store bifangster potentielt kan bidrage væsentligt til en negativ udvikling i sårbare bestande (Gislason et al. 2021). Fastsættelsen af acceptable niveauer for bifangst følger metoder, som er defineret under havstrategidirektivet (fisk, fugle og havpattedyr) og habitatdirektivet (havpattedyr). Der er ikke retningslinjer for fastsættelse af acceptable påvirkninger af fødefisk ud over dem, der er relateret til at opretholde bestanden af disse ved at undgå, at gydebiomassen bliver så lav, at tilgangen af nye fisk påvirkes.

2.5.3 Påvirkning på følsomme arter gennem fiskeri efter byttefisk

Byttefisk spiller en afgørende rolle i Nordsøens økosystem. Disse fisk, herunder arter som sild, brisling og tobis, fungerer som vigtige fødevarer for en bred vifte af havlevende organismer, herunder større fisk, havfugle og havpattedyr. Byttefisk fungerer som bindeleddet mellem plankton og større rovdyr. I lyset af EU's målsætninger om implementering af en økosystembaseret tilgang til fiskeriforvaltning har der traditionelt været fokus på at forstå omfanget af de negative konsekvenser ved fiskeriet i forhold til bæredygtigheden for de berørte bestande af havfugle og havpattedyr. Der eksisterer ikke klare retningslinjer for fastsættelse af acceptable påvirkninger af byttefisk ud over dem, der er målrettede arter, som har tilknyttet rådgivning og forvaltning. Disse niveauer er defineret for at opretholde bestandene af byttefisk på referenceniveauer, der sikrer, at gydebiomassen ikke bliver så lav, at tilgangen af nye fisk påvirkes.

En række bestande af havfugle oplever tilbagegang i det Nordøstlige Atlanterhav. I Nordsøen opfylder de fuglearter, der lever af fisk i overfladen, ikke tærskelværdierne for ynglende bestande (OSPAR 2023), mens ikke-ynglende bestande klarer sig bedre. Yngle- og ikke-ynglebestande, der lever af fisk i vandsøjlen, i Nordsøen klarer sig bedre, idet 75 % af arterne opfylder tærskelværdierne (OSPAR 2017). Der er mistanke om, at tilbagegangen for nogle af de arter, der finder føde i overfladevandet, kan være relateret til faldende tilgængelighed af små pelagiske fisk, der lever i overfladevandet. De fuglearter, der lever i overfladen, og som ikke opfylder tærskelniveauet, inkluderer hættemåge, malle-muk, sølvmåge, stormmåge, sildemåge, ride (tretået måge), almindelig kjove, fjordterne, havterne, splitterne og dværgterne (OSPAR 2017). Blandt disse udgør tobis mere end 10 % af føden uden for Shetland og Orkney-øerne for alle ternearterne, almindelig kjove og ride (Furness og Tasker 2000, Engelhard et al. 2014). Konsumtion og ynglesucces hos flere terner er dog ikke relateret til biomasse af tobis øst for Skotland (Daunt et al 2008). Furness *et al.* (2013) anbefaler derfor at forbedre terners redeområder og beskytte dem mod ræve og mink. Derudover anbefales supplerende fodring af ynglende almindelige kjoever for at forbedre bestandsudviklingen. Dette efterlader riden som den art, for hvilken der er betydelig bekymring for virkningerne af fiskeri efter små pelagiske fisk.

Ridens ynglesucces i Firth of Forth ud for Skotlands østkyst og omkring Shetland er direkte afhængig af, at der er nok yngel og ungfisk af tobis i nærheden af ynglestederne (Daunt et al 2008). Tobisyngel

fanges ikke i store mængder i fiskeriet, før de når en alder af et år. Konkurrencen mellem fiskeri og rider virker derfor formentlig gennem fiskeriets potentielle overudnyttelse af gydebiomassen og den deraf følgende nedgang i rekrutteringen i det efterfølgende år. Der er en solid dokumentation for, at mængden af unge tobis i vandet er afgørende for ridens ynglesucces i områder ved Shetland (Bailey 1991) og Firth of Forth (Searle et al. 2023). Udviklingen af de østengelske ride-kolonier følger dog ikke hinanden, hvilket indikerer, at der er flere faktorer end blot tobismængden i område 1r, der påvirker dem (Olin et al. 2022). Ynglesucces for riderne blev forbedret efter lukningen af et fiskeriområde ud for Firth of Forth, men deres ynglesucces vendte ikke tilbage til tidligere niveauer, hvilket indikerer, at andre faktorer end fødemangel også kan påvirke rider i dette område (Searle et al. 2023).

En vidt citeret publikation af Cury et al. (2011) fremfører, at så længe biomassen af små pelagiske fisk overstiger en tredjedel af den maksimale biomasse, forventes der generelt ingen negative påvirkninger på ynglesucces hos havfugle (også kendt under princippet "One-third for birds"). Biomassen af små pelagiske fiskearter har en tendens til at svinge mere, end tilfældet er for langlivede arter, da de enkelte årgange af fisk udgør en større andel af den samlede biomasse. For både kort- og langlivede arter har lav gydebiomasse en tendens til at føre til lavere rekruttering af nye fisk. Omvendt kan høje tætheder af typisk ældre fisk (såkaldte tæthedseffekter) også føre til lavere rekruttering, og det kan også have indvirkninger på andre arter, som konkurrerer om planktonføden. Sild, brisling, blåhvilling og hestemakrel har efter klækning ikke nogen kontakt med havbunden og har udelukkende en pelagisk livsform, mens tobisen er knyttet til områder med havbund af grus igennem hele deres livscyklus, hvor de kan grave sig ned om natten og i vinterperioden. Rekrutteringen til disse områder afhænger af gydebiomasse og strømforhold (Rindorf et al 2019, Henriksen et al. 2018). Der er en tendens til, at nogle områder oplever fuldstændigt svigtende rekrutteringer for små årgange, mens mellemstore og store årgange optræder i alle områder over hele Nordsøen (Rindorf et al 2019). Fugle er især afhængige af, at der er tobis i områder tæt på deres ynglesteder, og det er dermed særligt vigtigt for tobisens rolle i økosystemet at holde bestandens størrelse over det niveau, der fører til nedsat rekruttering, samt ikke at påvirke bestanden kystnært i nærheden af fuglekolonier i en negativ retning.

Vækst og reproduktion af rovfisk og havpattedyr kan generelt ikke kædes sammen med biomassen af en enkelt bytteart (Engelhard et al. 2014). Der er kun få offentlige studier, der kan påvise effekter af høj biomasse af byttefisk (f.eks. tobis) på rekruttering og vækst af andre rovfisk, og både positive og negative effekter er mulige.

Rådgivning og forvaltning af små pelagiske fisk afhænger af, om bestanden betragtes som kort- eller langlivet. Langlivede bestande af små pelagiske fisk såsom sild i Nordsøen og brisling i Østersøen forvaltes ved at fastsætte fiskerimuligheder, der svarer til en fiskeridødelighed på F_{MSY} (den fiskeridødelighed, der i det lange løb vil give det maksimale udbytte), medmindre biomassen er under det niveau, der giver risiko for nedsat udbytte ($MSY_{B_{trigger}}$). Er biomassen under dette niveau, nedsættes fiskeridødeligheden, sådan at bestanden kan genopbygges. Denne forvaltning svarer til, at der tages en nogenlunde fast andel af bestanden hvert år. Kortlivede bestande af små pelagiske fisk som brisling og tobis i Nordsøen forvaltes ved at fastsætte fiskerimuligheder, der sigter mod at opretholde biomassen over et minimumsniveau kaldet $B_{escapement}$, som skal sikre, at bestanden med stor sandsynlighed er stor nok til at reproducere sig selv året efter i den efterfølgende fiskerisæson. I år, hvor biomassen forventes at blive under $B_{escapement}$, gives en rådgivning på nul fangst (lukning af fiskeriet), idet der så er mere end 5 % risiko for at rekrutteringen af nye fisk påvirkes negativt af bestandsstørrelsen. I beregningen af $B_{escapement}$ tages der højde for den mængde byttefisk, der spises af rovfisk, fugle og havpattedyr. Denne forvaltning svarer til, at der tages en større andel af bestanden i år med mange fisk og en

mindre andel i år med få fisk. Dermed dæmpes store biomasser, mens små biomasser forbliver ubefiskede. Bestandens størrelse bliver mere stabil, end det ville være tilfældet uden et fiskeri, og hyppigheden af år med begrænset rekruttering på grund af enten for stor eller for lille biomasse minimeres.

Siden regimeskiftet i produktiviteten af små pelagiske fisk i Nordsøen i 1994 (Clausen et al. 2018) har $B_{\text{escapement}}$ for gydebiomassen ligget i intervallet 26-47 % for bestande af små pelagiske i Nordsøen (tabel 2.7), hvilket viser, at der generelt fiskes efter at bibeholde lidt under de 33 % af den maksimale biomasse, som ifølge studiet af Cury *et al.* er tilstrækkeligt til at undgå effekter på fuglenes ynglesucces. Dermed er det på en skala af hele Nordsøen ikke sandsynligt, at fiskeriet efter små pelagiske fisk er årsag til den generelle nedgang i fuglebestandene. Tallene er dog ikke udregnet for total biomasse som anvendt i studiet af Cury *et al.* (2011).

Tabel 2.7. Sammenligning af målet for gydebiomassen i fiskeriforvaltningen ($B_{\text{escapement}}$) og den maksimale gydebiomasse for bestande af små pelagiske i Nordsøen.

	Maksimal gydebiomasse efter 1994	$B_{\text{escapement}}$	%
Brisling i Nordsøen	263242	125000	47
Tobis i område 1r	527551	145000	27
Tobis i område 2r	302549	84000	28
Tobis i område 3r	498321	129000	26
Tobis i område 4	235861	102000	43
Sperling i Nordsøen	253226	69736	28

Påvirkning af følsomme fisk gennem bifangst

En række fiskearter er identificeret af ICES og OSPAR som særligt følsomme over for fiskeri. De fiskearterne, der forekommer i danske farvande og er klassificeret som følsomme arter, er angivet i tabel 2.8 sammen med udvikling i bestandsstørrelse og forvaltningstiltag, der er blevet implementeret. Der er kun definerede referencepunkter for udnyttelse (MSY) for lange, pighvar og pighaj (se også tabel 2.1 for lange og pighvar), hvilket gør det svært at vurdere direkte, om bifangsten af de øvrige arter er bæredygtig. I stedet vurderes udviklingen i bestandsstørrelsen som en indikator for at identificere, hvilke arter der er i tilbagegang. Blandt de arter, hvor udviklingen i bestandsstørrelse kan vurderes i åbent vand, er seks i tilbagegang (stamsild/majsild, tærbe, havkat, ål, brosme og ålekvabbe), 16 i fremgang, og 15 viser ingen tendens. Alle de følsomme fiskearter optræder i fiskeri med bundslæbende redskaber, men fangsterne af ål og ålekvabbe forekommer fortrinsvis ved brug af kystnære passive redskaber. For de øvrige følsomme arter er der utilstrækkelig information til at vurdere udviklingen, og der er generelt også utilstrækkelig information til at vurdere omfanget af bifangst.

Fordelingen af følsomme fiskearter er i høj grad afhængig af dybdeforhold og saltholdighed (Figur 2.15). Kun arterne stamsild/majsild, stenbider, pighvar, slethvar og ålekvabbe findes i væsentlige antal syd og øst for Bælthavet. Blandt disse arter er ålekvabbe og stamsild/majsild de mest kystnære, og stamsild/majsild er afhængig af flodmundinger som gydeområder. Begge arter er i tilbagegang. I indre danske farvande er de primære følsomme arter tærbe, havkat (primært i Øresund), stenbider, pighvar og slethvar.

Selvom der ikke er en klar sammenhæng mellem den eksisterende forvaltning og bestandsudviklingen for de følsomme arter, er det muligt, at en mere effektiv forvaltning kunne hjælpe de seks arter, der er i tilbagegang (stamsild/majsild, tærbe, havkat, ål, brosme og ålekvabbe). Havkat og brosme er kommer-

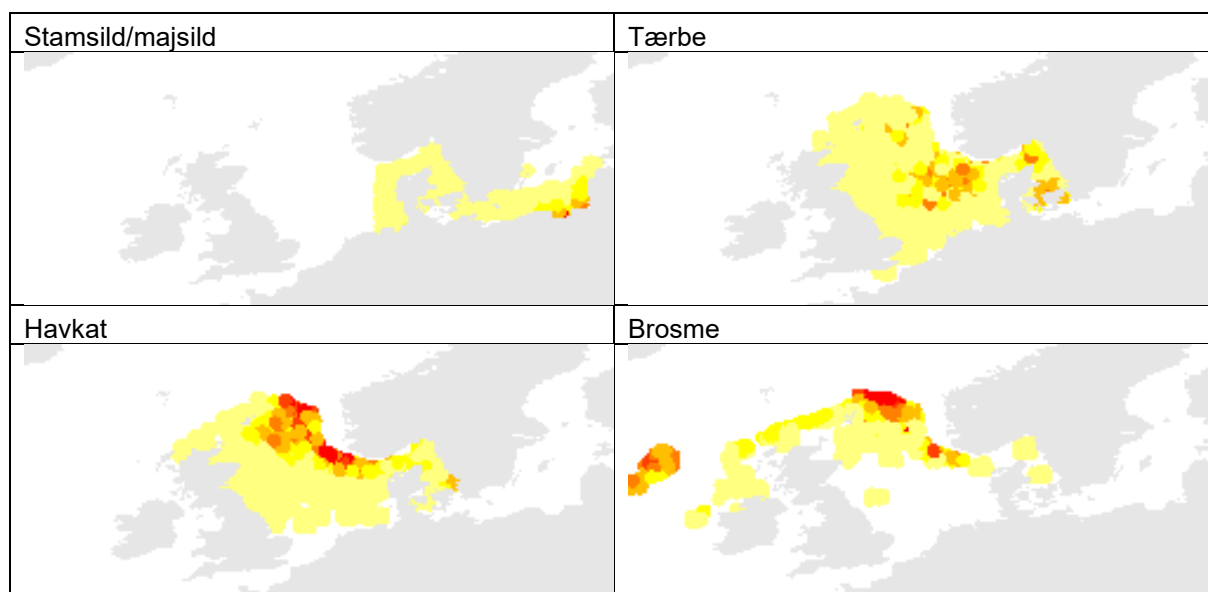
cielle arter, og her kan begrænsning af de tilladte landinger muligvis have effekt. Ål er fra 2023 underlagt lukkeperioder, der kan bidrage til at nedsætte dødeligheden. Ålekvabbe bevæger sig ikke meget omkring og kan derfor have gavn af områdelukning for både kommercielt og rekreativt fiskeri, mens stamsild/majsild bevæger sig meget og dermed næppe vil forblive i et lukket område.

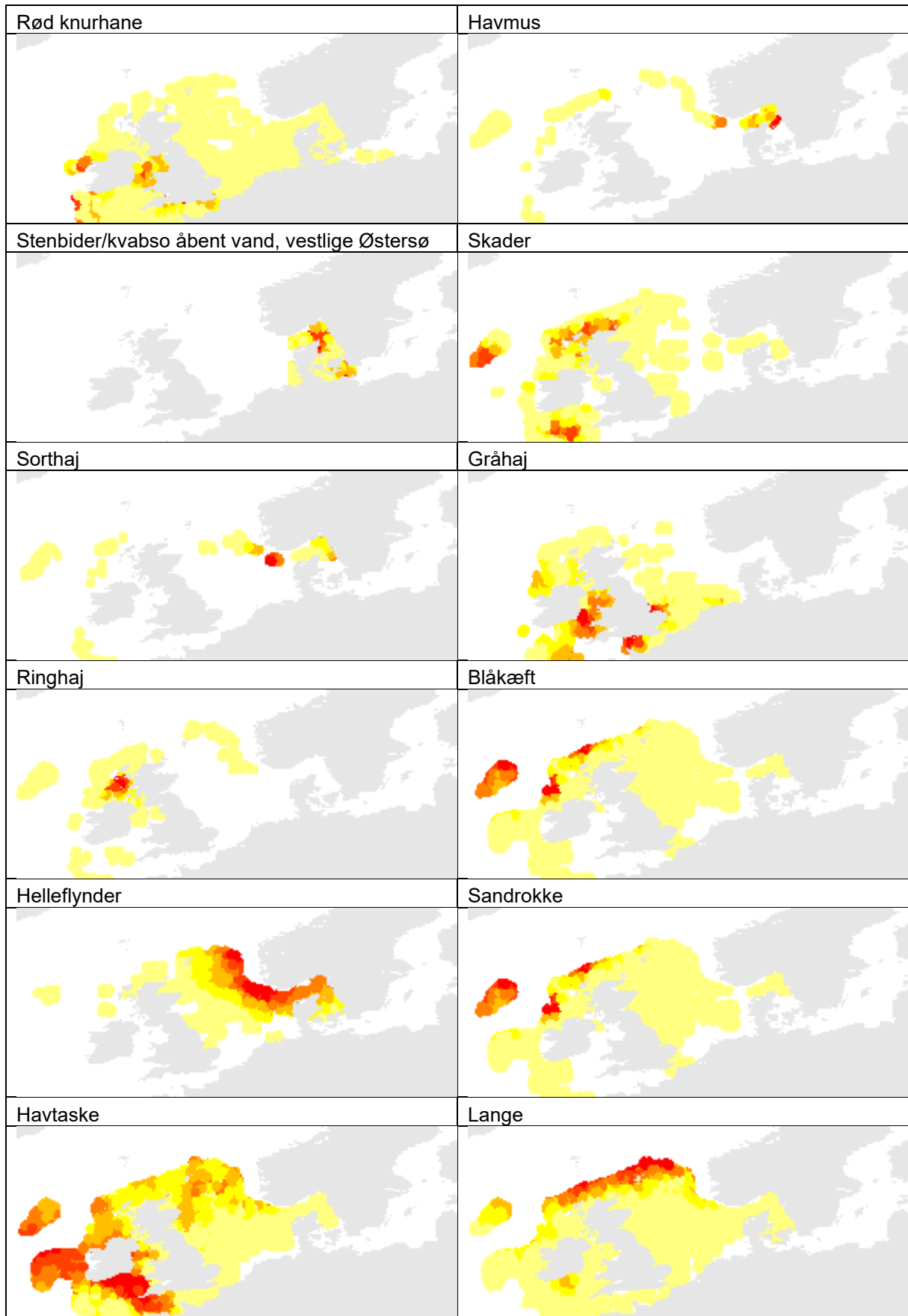
Tabel 2.8. Følsomme fiskearter, der forekommer i danske farvande.* tvivlsom følsomhed. **danske farvande er i udkanten af udbredelsesområde. Hvor andet ikke er angivet, er udvikling og forvaltning taget fra Rindorf et al 2020 eller Glemarec et al 2022. Forvaltning er i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Østersøen og indre danske farvande.

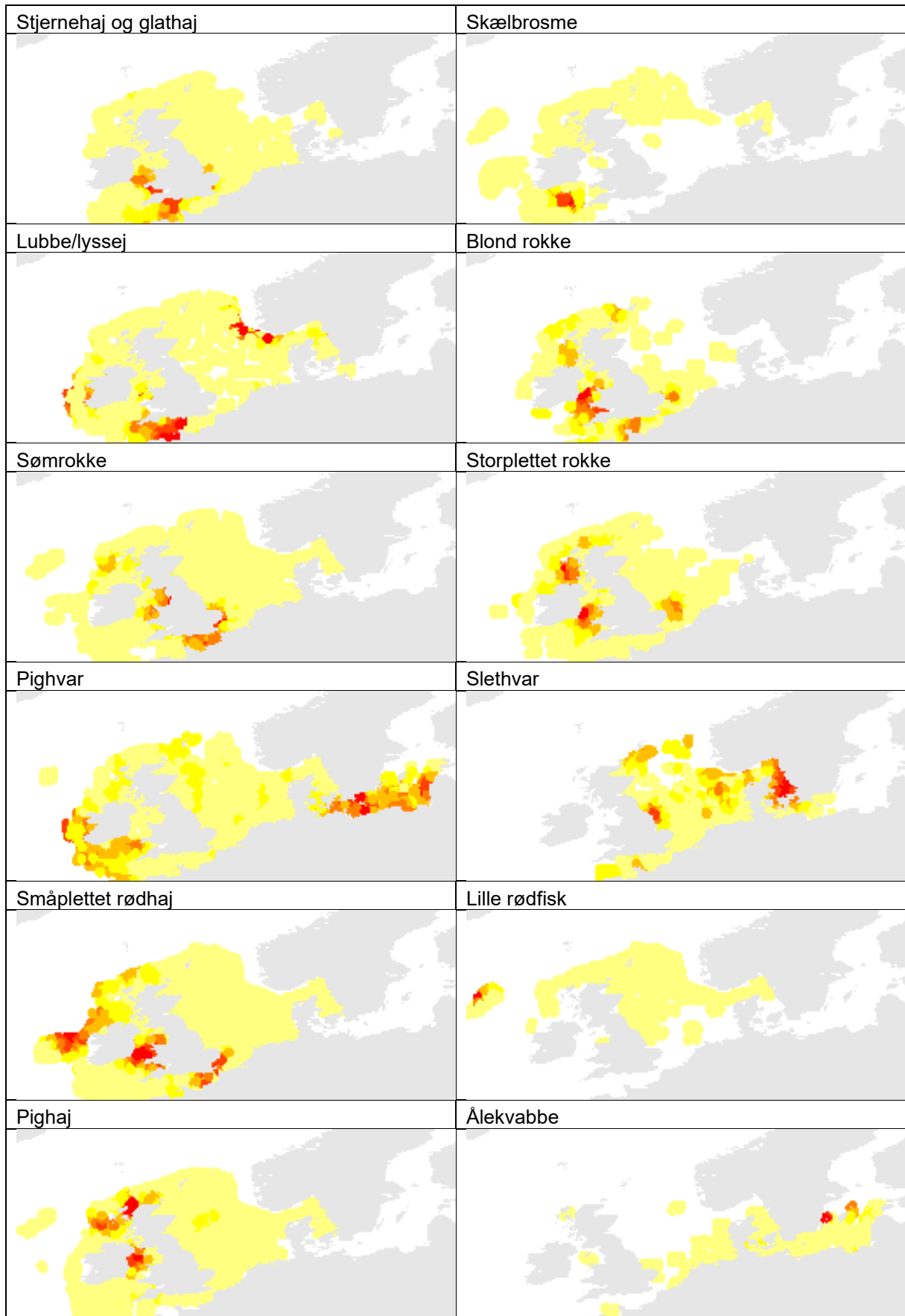
Dansk navn	Latinsk navn	Engelsk navn	Udvikling 2000-2018	Forvaltning 2019
Stamsild/majsild	<i>Alosa spp*</i>	Shads	Tilbagegang	
Tærbe	<i>Amblyraja radiata</i>	Starry ray	Tilbagegang	Genudsættes
Havkat	<i>Anarhichas lupus</i>	Wolffish	Tilbagegang	Ingen
Ål	<i>Anguilla Anguilla</i>	European eel	Tilbagegang	TAC
Brosme	<i>Brosme brosme</i>	Tusk	Tilbagegang	TAC
Rød knurhane	<i>Chelidonichthys lucerna*</i>	Tub gurnard	Ingen tendens	
Havmus	<i>Chimaera monstrosa</i>	Rabbitfish	Fremgang	Ingen
Stenbider/kvabso dybere end 20 m	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Lumpsucker	Ingen tendens	
Skader	<i>Dipturus spp</i>	Common skate complex	Fremgang	Genudsættes
Gråhaj	<i>Galeorhinus galeus</i>	Tope shark	Ingen tendens	Ingen bortset fra for langliner
Ringhaj	<i>Galeus spp</i>	Blackmouth catshark	Fremgang	Ingen
Blåkæft	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Blackbelly rosefish	Ingen tendens	
Kortsnudet søhest	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Shortsnouted seahorse	Fremgang	
Helleflynder	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Halibut	Ingen tendens	Ingen
Flodlampret	<i>Lampetra fluviatilis</i>	River lamprey	Ingen tendens	
Sandrokke	<i>Leucoraja circularis**</i>	Sandy ray	Fremgang	TAC for rokker uspecifiseret
Pletrokke	<i>Leucoraja naevus**</i>	Cuckoo ray	Ingen tendens	TAC for rokker uspecifiseret
Sort havtaske	<i>Lophius budegassa**</i>	Balckbellied anglerfish	Fremgang	TAC sammen med havtaske
Havtaske	<i>Lophius piscatorius</i>	Anglerfish	Ingen tendens	TAC sammen med sort havtaske
Lange	<i>Molva molva</i>	Ling	Fremgang	TAC
Stjernehaj og glathaj	<i>Mustelus spp</i>	Starry smoothound and smoothound	Fremgang	Ingen
Havlampret	<i>Petromyzon marinus*</i>	Sea lamprey	Ingen tendens	
Skælbrosme	<i>Phycis blennoides</i>	Greater forkbeard	Ingen tendens	Ingen
Lubbe/lyssej	<i>Pollachius pollachius</i>	Pollock	Ingen tendens	

Dansk navn	Latinsk navn	Engelsk navn	Udvikling 2000-2018	Forvaltning 2019
Blond rokke	<i>Raja brachyura</i> **	Blonde ray	Fremgang	TAC for rokker uspecificeret
Sømrøkke	<i>Raja clavata</i>	Thornback ray	Fremgang	TAC for rokker uspecificeret. Genudsættes i Skagerrak
Småøjlet rokke	<i>Raja microocellata</i>	Smalleyed ray	Ingen tendens	Genudsættes
Storpletet rokke	<i>Raja montagui</i>	Spottedray	Fremgang	TAC for rokker uspecificeret
Broget rokke	<i>Raja undulata</i>	Undulate ray	Fremgang	Genudsættes
Pighvar	<i>Scophthalmus maximus</i>	Turbot	Fremgang i Nord-søen, ingen tendens i Skagerrak	TAC sammen med slet-hvar
Slethvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Brill	Ingen tendens	TAC sammen med pig-hvar
Småpletet rødhaj	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Lesser spotted dogfish	Fremgang	Ingen
Storpletet rødhaj	<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Nursehound	Fremgang	Ingen
Lille rød fisk	<i>Sebastes viviparous</i> *	Norway redfish	Ingen tendens	TAC for Sebastes sp.
Pighaj	<i>Squalus spp</i>	Spurdog	Fremgang	Genudsættes/TAC
Ålekvabbe	<i>Zoarces viviparous</i> *	Eelpout	Tilbagegang	

Figur 2.15. Fordeling af følsomme fiskearter på dybder mellem 5 og 200 m. Bemærk, at arterne ål, ålekvabbe og stenbider findes i højere tætheder kystnært på dybder under 5 m, mens arterne brosme, havmus, sorthaj, ringhaj, blåkæft, lange, skælbrosme og pighaj findes i større tætheder på dybere vand end 200 m. Kortene er baseret på data fra standardiserede videnskabelige togter i området. Hvid: arten er ikke observeret. Gul: arten findes i lavt antal. Orange til rød: arten findes i stigende antal, højest i røde områder.





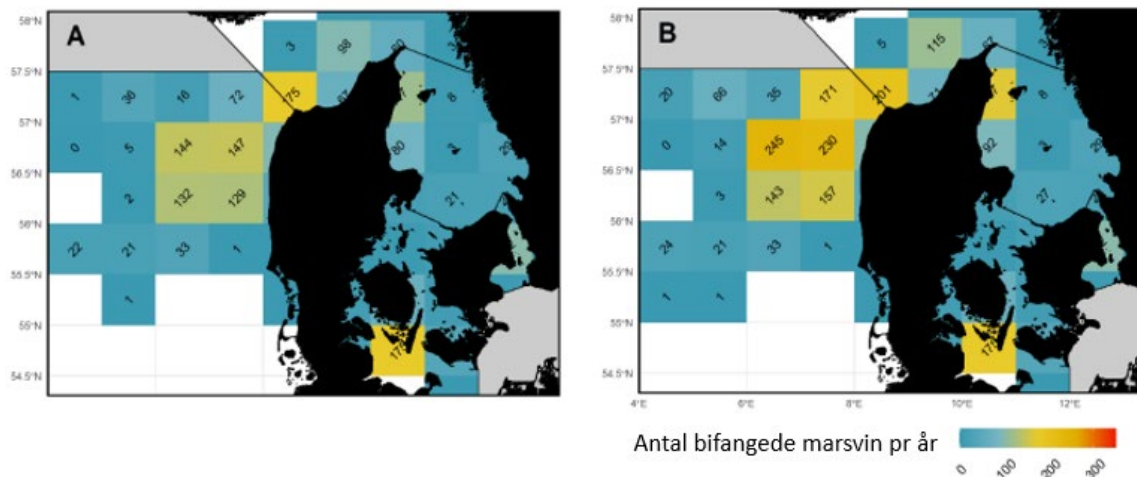


Bifangst af havpattedyr

For havpattedyr har fokus nationalt og internationalt særligt koncentreret sig om reduktion af bifangst af småhvaler som f.eks. marsvin, da disse i højere grad end f.eks. sæler formodes at være udsat for høj bifangst. Blandt de væsentligste virkemidler for at afværge bifangst er her reduceret fiskeriindsats, brug af alternative redskaber, akustiske skræmmere (pingere), samt påføring af komponenter på net, der kan øge den akustiske 'synlighed' for dyrene, som i høj grad er afhængig af ekkolokalisering.

Særligt bifangst i garnfiskerier udgør en trussel for marsvin, om end bifangstrisikoen for forskellige arter og dens relation til specifikke fiskerier og redskaber ikke er fuldt kortlagt, da adgangen til relevante data historisk har været begrænset. Analyser baseret på fiskeriets officielle logbøger og data fra elektronisk monitoreret fiskeri med video har dog i de senere år bidraget væsentligt til mulighederne for at estimere niveauet for bifangst, dets bæredygtighed samt områder og tidspunkter, hvor risikoen for bifangst er særligt store for de forskellige arter for dele af det danske fiskeri (tabel 2.9). Samlet giver det mulighed for, at indsatsen kan målrettes de segmenter af fiskeriet, som har en væsentlig negativ effekt på bevarelsen af bestande af havfugle og havpattedyr. Som eksempel på dette er der krav om brug af akustiske alarmer (pingere) i garn i dele af garnfiskeriet i Østersøen, Nordsø, Skagerrak og Kattegat på udvalgte tidspunkter for at nedsætte antallet af bifangster af særligt marsvin (Rådsforordning 1241). Der bifanges flest marsvin i Nordsøen, hvor bestanden også er størst. Alt efter om det antages, at der anvendes pingere, hvor dette er påbudt, eller ikke, er den estimerede bifangst enten 2088 (konfidensinterval 667-6798) eller 2630 (konfidensinterval 826-8751) individer. I Nordsøen er der 300000-350000 individer, mens antallet i indre danske farvande er omkring 42000 individer (Sveegaard et al 2018). Den prædikterede bifangst er stærkt afhængig af antagelsen om, hvorvidt alle fiskere anvender pingere (figur 2.16). Det nuværende niveau af bifangst vurderes af ICES til ikke at være bæredygtigt (ICES 2022). Data indsamlet om bord på 17 danske kommercielle garnfiskere mellem 2010 og 2019 i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Øresund og Bælthavet viser betydelig sæsonvariation i bifangstrisikoen (risikoen for at der fanges marsvin på en fisketur i et område, Glemarec et al. 2022, figur 2.17). Risikoen er størst i sommerhalvåret, mens der er lille risiko fra oktober til december (figur 2.17).

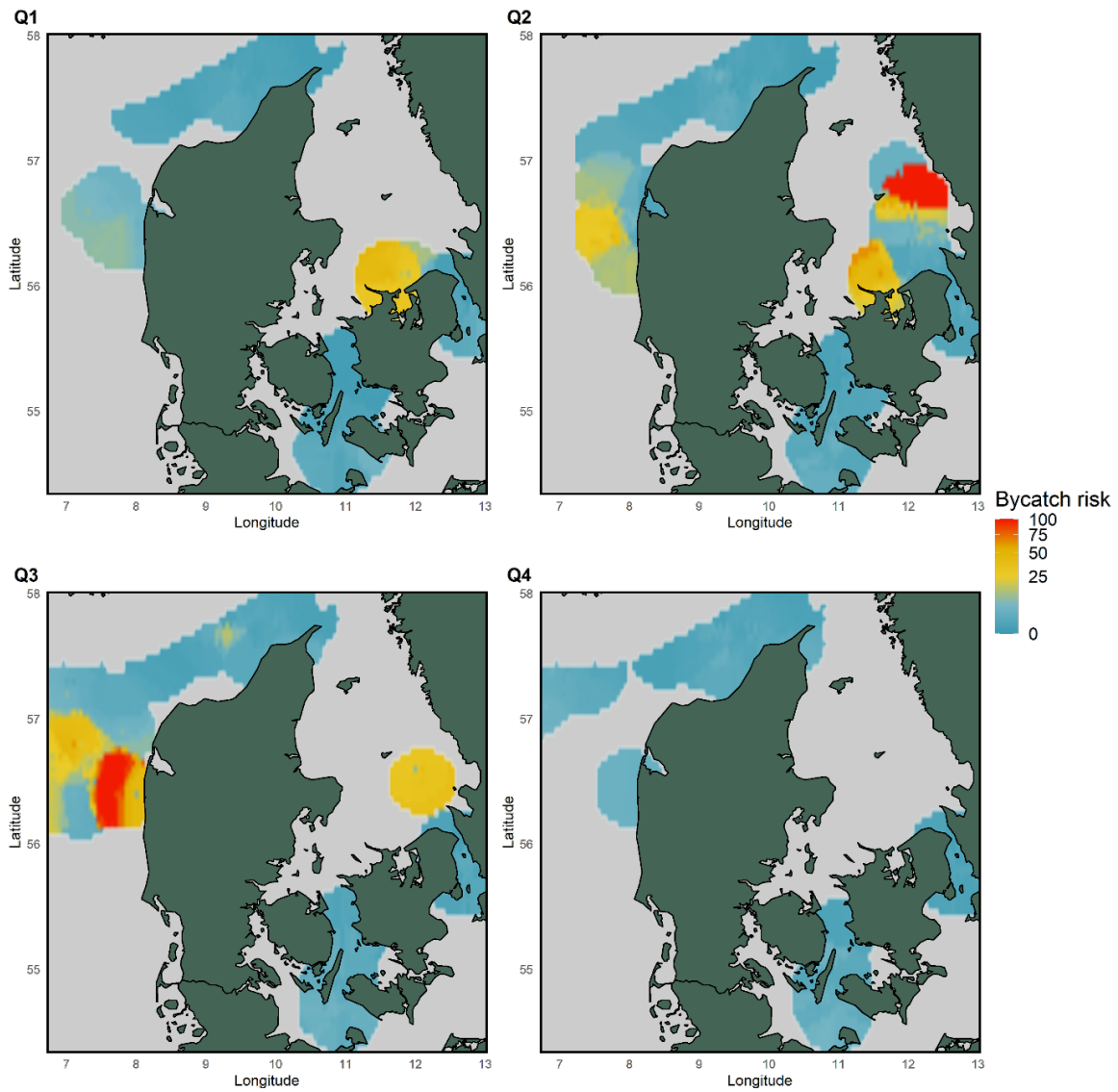
Bifangsten af sæler blev estimeret af Glemarec et al. 2022 til at være 370 (konfidensinterval 106-731) i Østersøen og 841 (konfidensinterval 175-1867) i Nordsøen. I danske farvande er den spættede sæl den mest almindelige med en anslået bestand på ca. 14000 individer, mens der er ca. 1600 gråsæler. Bifangsten af sæler er ikke identificeret på art, og derfor kan det ikke afgøres om den nuværende bifangst er bæredygtig for de to arter. ICES vurderer dog, at bifangsten af sæler i Nordsøen er bæredygtig i forhold til bestanden (ICES 2022). Bifangst for sæler (begge arter samlet) er højere i sommerhalvåret end i vinterhalvåret (figur 2.18).



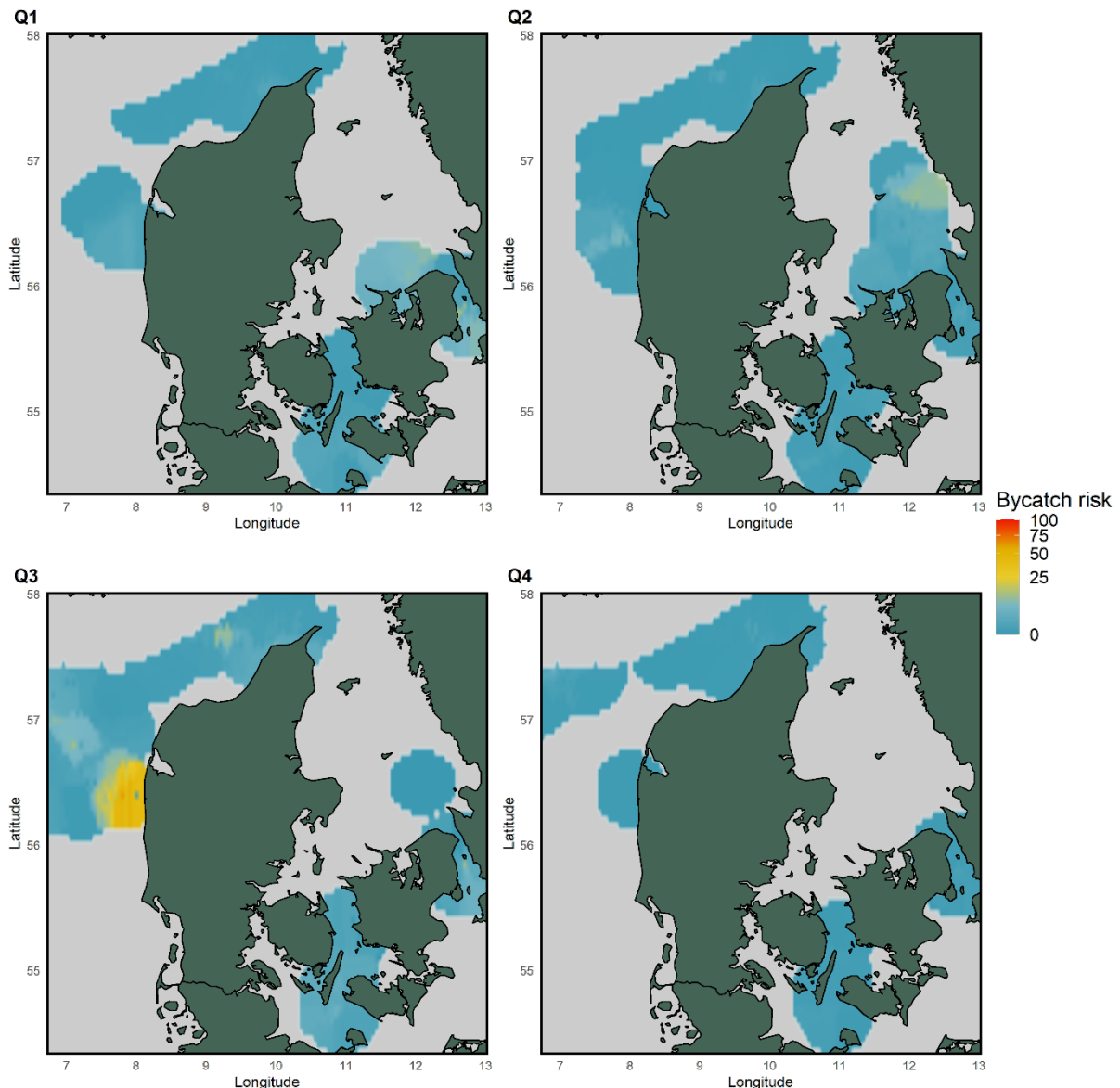
Figur 2.16. Oversigt over estimerede årlige bifangster af marsvin i det kommercielle danske og svenske garnfiskeri (Astarloa et al. 2023 og Kindt-Larsen et al., 2023). Kort A viser estimerer baserede på data fra 2020 under antagelse af, at der anvendes bifangstreducerende akustiske skræmmere (pingere) i fiskeriet i udvalgte områder med 100 % effektivitet som pålagt i Rådsforordning 1241. Kort B viser estimerer baseret på den antagelse af, at der ikke anvendes pingere.

Tabel 2.9. Arter og bestande af havpattedyr gennem bifangst i danske farvande og bæredygtigheden af dette for populationer med tilgængelige opdaterede resultater. Tærskelværdien refererer her til det antal dyr, som estimeres at kunne fanges som bifangst uden have negative konsekvenser for den langsigtede bevarelse af bestanden. For artens samlede status i Danmark på tværs af bestande angives dens status på rødlisten som angivet ved seneste opdatering samt trend i udviklingen for arten nationalt (Moeslund et al. 2019). Der foreligger ikke opdaterede data for bifangstniveauet af spættet sæl i dens danske udbredelse og gråsælens østlige bestand på samme niveau som for marsvin og gråsæls vestlige population.

Dansk navn	Latinsk navn	Bestand	Tærskel	Fiskeri	Estimeret dødelighed pga. bifangst	Konsekvens af bifangst niveau	Reference	Status på den danske rødliste	Trend i udvikling
Marsvin	<i>Phocoena phocoena</i>	National	-	-	-	Ikke bæredygtigt	Astarloa et al. 2023	Livskraftig (2018)	Stabil
		Nordsø, Skagerak og nord. Kattegat	1622	Bundtrawl, snurrevod, garn, toggegarn	1627-5929	Ikke bæredygtigt	Astarloa et al. 2023	-	
		Bælthavet, Øresund og syd. Kattegat	42-282	Bundtrawl, snurrevod, garn, toggegarn	861-938	Ikke bæredygtigt	Astarloa et al. 2023.	-	
		Østlige Østersø	0,7	Bundtrawl, snurrevod, garn, toggegarn	7	Ikke bæredygtigt	Astarloa et al. 2023	Kritisk truet (2021)	I tilbagegang
Gråsæl	<i>Halichoerus grypus</i>	National	-	-	-	-	-	Sårbar (2018)	I fremgang
		Nordsø	7617	Bundtrawl, snurrevod, bundt- og midtvandstrawl, bomtrawl.	2229	Bæredygtigt	Astarloa et al. 2023		
		Østersø inkl. Kattegat og Bælthavet	-	-	-	-	-	Sårbar (2018)	
Spættet sæl	<i>Phoca vitulina</i>	National						Livskraftig (2018)	Stabil
		Kattegat	-		-	-	-		
		Vestlige Østersø	-		-	-	-		
		Limfjord	-		-	-	-		
		Vadehav	-		-	-	-		
Begge arter af sæl		Kattegat, Øresund og Bælthav		Kommercielt garnfiskeri	366 gennemsnit for 2010-2019	-	Glemarec et al 2022		
		Nordsø og Skagerrak		Kommercielt garnfiskeri	1433 gennemsnit for 2010-2019	-	Glemarec et al 2022		



Figur 2.17: Kvartalsvis risiko for bifangst (ingen enhed) for marsvin i dansk garnfiskeri fra modelforudsigelser baseret på elektroniske overvågningsdata (2010-2019). Lysegrå angiver områder, hvor prøvetagningsindsatsen var for lav til at vurdere risikoen for bifangst.



Figur 2.18: Kvartalsvis risiko for bifangst (ingen enhed) for sæler i dansk garnfiskeri fra modelforudsigelser baseret på elektroniske overvågningsdata (2010-2019). Lysegrå angiver områder, hvor prøvetagningsindsatsen var for lav til at vurdere risikoen for bifangst.

Bifangst af havfugle

For havfugle har den stigende brug af elektronisk monitoring i de senere år for første gang givet mulighed for at levere estimater for niveauet af bifangst af havfugle i det kommercielle garnfiskeri (Glemarec et al. 2022). I de indre danske farvande (Kattegat, Øresund og Bælthavet) blev der samlet fanget 3.625-5.515 fugle, og i Nordsøen og Skagerrak 3.436-13.994 fugle. Der er tydelige forskelle mellem de to havområders bifangstniveau for f.eks. alkefugle, hvor der fanges ca. ti gange så mange i Nordsø/Skagerrak som i indre danske farvande (Tabel 2.10). For visse af de bifangede arter er der desuden en stor dødelighed på grund af jagt (Tabel 2.10). Der er ikke fastsat grænser for bæredygtige niveauer af bifangst, og det kan derfor ikke vurderes, om bifangsten er bæredygtig. Områder med høj bifangstrisiko skifter mellem sommer og vinterhalvåret (figur 2.19). Området nord for Sjælland er dog generelt et højrisikoområde i de kvartaler, hvor der er tilstrækkelig data til at beregne bifangstrisiko.

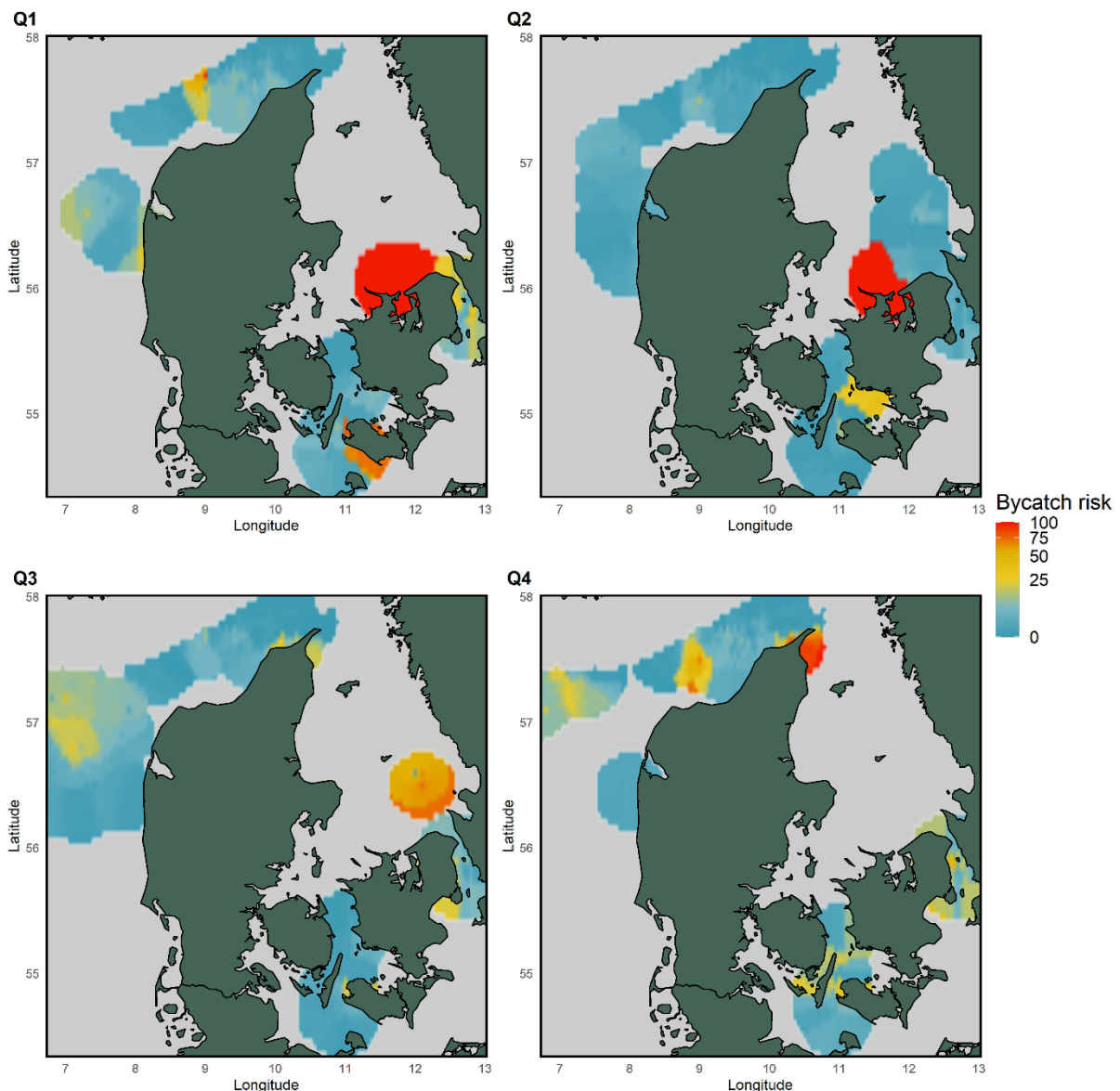
Bifangst af havfugle kan potentielt begrænses gennem afværgeforanstaltninger. Disse varierer fra redskab til redskab og kan f.eks. for linefiskeriet inkludere montering af vægte, således at linen hurtigere kommer ned i en dybde, der er uden for fuglenes rækkevidde. Ligeledes kan trawlwire udstyres med plastikstrimler for at reducere risikoen for, at fugle rammer og skades af wirene under ophaling af fangst. Endeligt er der også mulighed for at anvende alternative redskaber, hvor risikoen for bifangst er mindre såsom tejner, i områder, hvor bifangstrisikoen er høj.

Tabel 2.10. Estimer fra Astarloa et al. (2023) for årlig bifangst af havfugle opgjort på henholdsvis slægt/familie, artsniveau, køn og livsstadie afhængigt af muligheden for sikker identifikation for områderne indre danske farvande (IDF) og Nordsø/Skagerrak (N/S).

Bifangstestimer er mest sandsynlige antal samt +-95% konfidensintervaller i parentes beregnet på baggrund af data indsamlet via elektronisk monitoring fra 2010-2019. For artens samlede status i Danmark (DK) på tværs af bestande angives deres status på den danske rødliste som angivet ved seneste opdatering (Moeslund et al. 2019). For alkefugle nævnes alle arter for at illustrere de arter og bestande, som sådanne kategorier dækker over. Der foreligger ikke referencepunkter for et bæredygtigt niveau af bifangst for havfugle. Til sammenligning er givet jagudbyttet pr. art i 2021 (Århus Universitet 2023).

Dansk navn	Latinsk navn	Bifangst Indre danske farvande	Bifangst Nordsøen	Status på den danske rødliste	Trend	Jagudbytte 2021
Alkefugle	<i>Alcidae</i>	739 (569-929)	7076 (2713-13226)	-	-	-
Alk	<i>Alca torda</i>	-	-	Ynglebestand – sårbar (2017) Trækbestand – ukendt (2019)	I fremgang Ukendt	
Lomvie	<i>Cepphys grille</i>	-	-	Ynglebestand – sårbar (2017) Trækbestand – ukendt (2019)	I fremgang Ukendt	
Tejst	<i>Alle alle</i>	-	-	Ynglebestand – livskraftig (2017) Trækbestand – ikke relevant (2019)	Stabil -	
Søkonge /Lunde	<i>Fatercula arctica</i>	-	-	Ikke relevant (2019) Ikke relevant (2019)	- -	
Edderfugl	<i>Somateria mollissima</i>	2623 (1847-3567)	55 (0-129)	Ynglebestand – næsten truet Trækbestand – næsten truet	I tilbagegang Stabil	20147
Mallemuk	<i>Fulmarus glacialis</i>	0 (0-0)	73 (0-184)	Ynglebestand – ikke relevant (2017) Trækbestand – ukendt	Ukendt Ukendt	-
Lom sp.	<i>Gaviidae</i>	32 (0-60)	18 (0-55)	-	-	-
Skarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	793 (650-939)	147 (55-276)	Ynglebestand – livskraftig (2017) Trækbestand – ikke relevant (2019)	I tilbagegang Ukendt	4393
Lappedykker sp.	<i>Podicipedidae</i>	37 (14-64)	0 (0-0)	-	-	-
Måge sp.	<i>Laridae</i>	23 (5-46)	37 (0-92)	-	-	9668 (sølv-måge)

Dansk navn	Latinsk navn	Bifangst Indre danske farvande	Bifangst Nordsøen	Status på den danske rødliste	Trend	Jagtudbytte 2021
Andefugle	<i>Melanitta sp.</i>	192 (115-280)	110 (18-220)	-	-	357108 (gråand), 89686 (krikand), 48749 (pi-beand)
Uidentificeret		363 (256-476)	495 (276-735)	-	-	



Figur 2.19: Kvartalsvis bifangstrisiko (ingen enhed) for havfugle (alle arter) i dansk garnfiskeri fra modelforudsigelser baseret på elektroniske overvågningsdata (2010-2019). Lysegrå angiver områder, hvor prøvetagningsindsatsen var for lav til at vurdere bifangstrisiko.

2.6 Den fysiske påvirkning af havbunden og dens tilknyttede organismer

Fiskeri med bundsløbende redskaber påvirker havbundens habitater og den tilknyttede fauna og flora, både direkte og på langt sigt. De mest sårbare habitater tager skade allerede ved en enkelt fiskeri-episode, mens andre habitater naturligt er mere robuste enten pga. lavere dødelighed eller hurtigere gendannelse efter en fiskeripåvirkning. Langt de fleste bundfauna og flora kræver dog mindst en vækstsæson, før gendannelsen kan påbegyndes.

Når et bundsløbende redskab 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 beskadiget eller dø. Individuer, som forbliver nedgravet, kan desuden beskadiges og dø i deres gange som følge af redskabets tryk på havbunden. En trawlpassage vil derfor alt andet lige føre til øget dødelighed af bundens organismer og til en omløjring og ophvirvling af bundmateriale. Mange undersøgelser har vist, at påvirkningen fra bundsløbende redskaber generelt er større, jo større og tungere redskabet er, og jo dybere det graver sig ned i bunden. Undtagelsen herfra er påvirkning af tunge redskaber på stenrev og biogene rev på havbundens overflade, som ofte har de højeste dødeligheder, og hvor alle slæbte redskaber har samme effekt. Generelt set har man fundet, at dødeligheden for de påvirkede organismer varierer mellem 6 % og 41 % pr. redskabspassage, men den samlede påvirkning afhænger både af fiskeriets intensitet, redskabets fysiske påvirkning af havbunden og af organismernes sårbarhed. Som eksempel vil den største påvirkning ofte optræde den første gang et bundtrawl passerer hen over havbunden. Hvorvidt der sker en permanent skade på havbunden, afhænger af havbundens substratsammensætning og faunaen og floraens sårbarhed i form af dødelighed og gendannelsesevne.

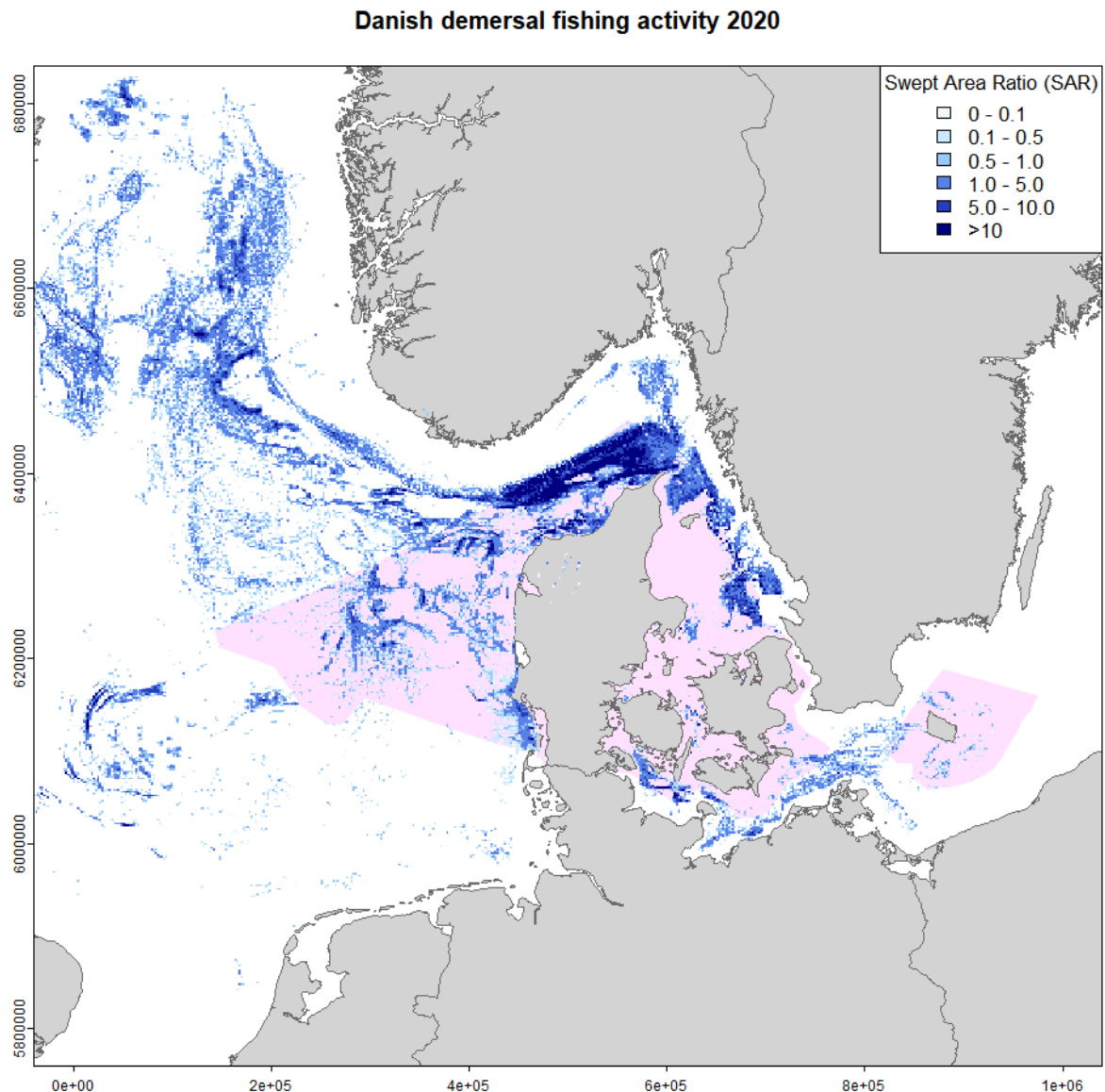
På kort sigt kan ophvirvlet bundmateriale nedsætte lysgennemtrængningen til bunden og kan tildække bundflora og -fauna. Hvorvidt denne effekt udgør en væsentlig ændring fra de naturlige forhold, afhænger af habitatet. I den lavvandede kystzone er den naturlige ophvirvling fra strøm og bølger f.eks. i forvejen stor, mens det ikke er tilfældet på dybere vand. Til sammenligning påvirker nedgarn og andre passive redskaber kun i ringe grad havbunden, og pelagiske redskaber som f.eks. not eller pelagiske trawl har normalt ingen bundkontakt. I forhold til ophvirvlingens effekt på iltningen af det organiske materiale og dermed CO₂-produktion har det også været foreslået for nylig, at netop dette kan have en væsentlig negativ effekt på klodens CO₂-regnskab. Det er dog med den nuværende viden om nettoresultatet af det komplekse af processer, der igangsættes, vanskeligt at beregne den samlede effekt på havets CO₂-udveksling med atmosfæren og på klodens CO₂-regnskab.

På længere sigt kan fiskeri med bundsløbende redskaber forårsage en omløjring af havbundens sediment, der bliver mere ensartet og finkornet. Ændringer i havbundens fauna og flora er ligeledes påvirket af fiskeriintensiteten i forhold til biomasse, størrelses- og artssammensætning. Bl.a. har man set, at den relative biomasse af filtrerende og langlivede arter, der lever på eller omkring havbunden, mindskes, mens den relative biomasseandel af små kortlivede og sedimenttædende arter, som lever nedgravet i bunden, øges.

Der er de seneste 40-50 år sket væsentlige ændringer i artssammensætningen af bundfauna i danske farvande. Årsagerne er fortsat ikke klarlagt, men effekterne af især eutrofiering (næringssaltberigelse, iltsvind) og bundtrawling (fysisk forstyrrelse, substratændringer) synes at have reduceret tætheden og udbredelsen af en række fysisk skrøbelige og langsomt voksende arter af pighude og bløddyr, som eksempelvis biogene rev af hestemuslinger. Miljøkonsekvenserne af disse ændringer er dårligt belyst, men omfatter ændringer i biodiversitet (udbredelse, tæthed og kompleksitet af arter og artssamfund),

filtrering af primær og sekundær produktion fra vandsøjlen (dvs. koblingen mellem havbund og vandsøjle), gravende organismers omrøring og iltning af havbunden (bioturbation) og fødetilførselen til andre bunddyr og fisk (fødekædestrukturen).

Anvendelsen af bundslæbende redskaber i fiskeriet varierer betydeligt imellem forskellige danske havområder og involverer både danske og internationale fiskere. Dansk fiskeri med bundtrawl påvirkede i årene 2005-2016 i gennemsnit 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 (Gislason et al. 2021, Figur 2.20).



Figur 2.20. Swept Area Ratio (SAR). Det gennemsnitlige antal gange et bundslæbende redskab passerede hen over en kvadratmeter bund i forskellige områder af den danske EEZ i 2020. Baseret på rekonstruktion af trawlspor ud fra VMS og AIS med en geografisk opløsning på 100 x 100 meter. Inkluderer kun store og mellemstore logbogspligtige danske fiskefartøjer (fartøjer > 12 m).

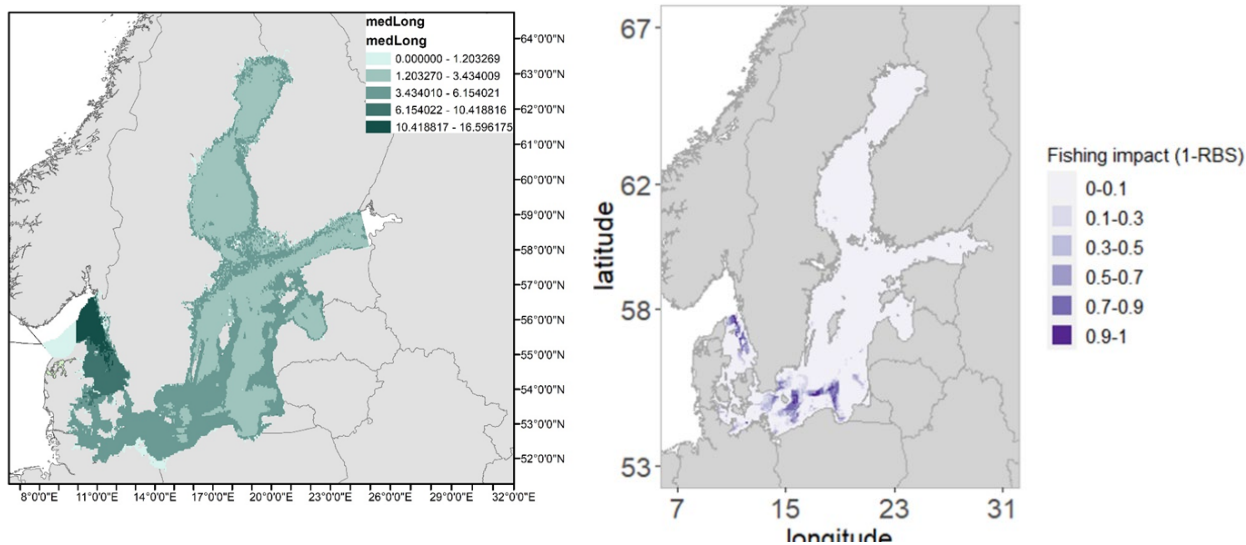
Opgørelser og dataindsamling af fiskeriaktiviteter af denne type er dog følsom over for den anvendte opløsning af arealdata. Højtopløselige data vil generelt resultere i mindre påvirkede arealer, mens lavere opløsninger vil resultere i større arealer, der anses for påvirkede.

For eksempel, ved hjælp af en opløsning på 100 x 100 m, viser resultater, at omkring 32,5 % af havbundsarealet i de seneste år har været direkte påvirket af dansk fiskeri med bundslæbende redskaber. Det er vigtigt at udvise forsigtighed og være varsom, når man sammenligner forskellige typer af analyser og relaterede oplysninger, herunder tabeller, kort og figurer.

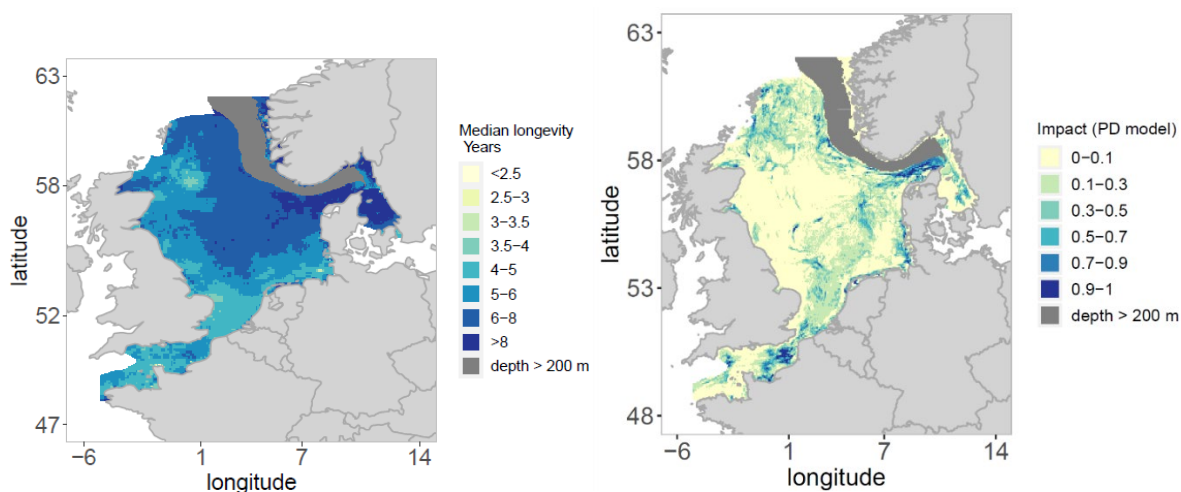
På et forvaltningsmæssigt plan er påvirkningen af havbunden et vigtigt emne, særligt i forhold til havstrategidirektivet. Direktivet omfatter deskriptor 6 om 'Havbundens integritet', der tager hensyn til biodiversiteten af havbundens organismer under deskriptor 1 om "Biodiversitet". Der er endnu ikke fastsat formelle tærskelværdier, der kan bruges til at afgøre og fastslå, hvorvidt påvirkningen i danske farvande opfylder kriterierne for "god miljøtilstand". De operationelle miljømål i Danmarks Havstrategi II, som bygger på disse kriterier, udstikker dog i sig selv en klar ambition og målsætning, som det er relevant at forholde sig til i relation til fiskeriets miljøpåvirkning. Arbejdet med udviklingen af tærskelværdier for "god miljøtilstand" er stadig i proces i EU-regi, med særlig fokus på at definere omfanget og intensiteten af menneskabte påvirkninger på havbunden og fastsætte grænseværdier for acceptable niveauer for bundpåvirkning for at opnå "god miljøtilstand". De internationale vurderinger af effekter af fiskeri på bundhabitater bygger på en tilgang, der bestemmer den relative bentiske tilstand (RBS) ud fra forholdet mellem fiskeriets fodaftryk og habitaternes følsomhed. Habitatets følsomhed bestemmes ud fra levetiden hos de bentiske organismer under uforstyrrede forhold. Et habitat med en højere andel af langlivede arter er defineret som mere følsomt end levesteder med en højere andel af kortlivede arter.

Det internationale fiskeri i Østersøen er begrænset til et forholdsvis lille område i areal, mens fiskeriet i Nordsøen er mere udbredt (Figur 2.21 og 2.22). Andelen af langlivede arter er stigende fra den sydlige Nordsø til Kattegat, hvilket betyder, at de mest følsomme områder findes i den nordøstlige del og Den Engelske Kanal (Figur 2.21). Fiskeriets påvirkning af bundhabitaterne er derfor højest nord for Danmark og langs Norske Rende. Påvirkningen er moderat i den sydlige Nordsø. I indre danske farvande er det særligt i den nordlige del af Kattegat, at tilstanden for bundhabitater må formodes at være påvirket (Figur 2.23).

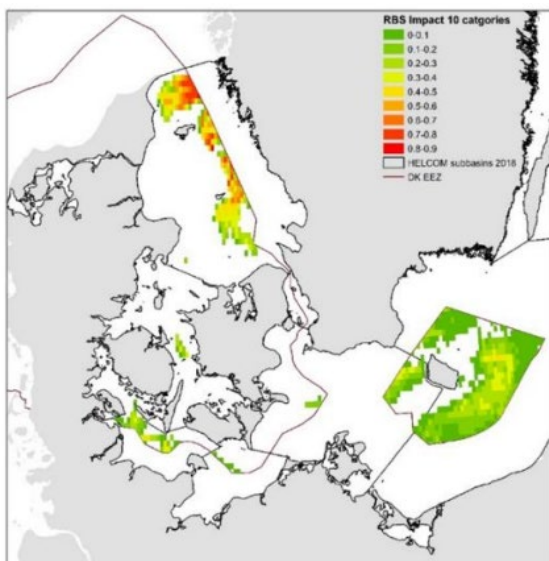
Der er endnu ikke fastlagt en klar tærskelværdi for RBS, der definerer, hvornår habitatstatus er negativt påvirket. Som eksempel bruges der en RBS-værdi under 0,8 for at identificere negativt påvirkede områder. Med denne tærskelværdi viser resultaterne, at et meget lille areal (26 km² eller 0,2 %) i den danske del af Kattegat er negativt påvirket (van Hoey et al. 2023), mens 30 % af Nordsøens bund er negativt påvirket (ICES FBIT 2018). Det skal dog bemærkes, at metoden ikke afspejler den observerede påvirkning, men i stedet påvirkningen ud fra de arter, der potentielt kan være til stede, og deres levetid under uforstyrrede forhold. Bundfiskeri vil ændre artssammensætningen og dermed medføre ændringer i forstyrrelsen af sedimentet af gravende dyr, men de funktionelle ændringer er endnu ikke fuldt kortlagt.



Figur 2.21. Habitatfølsomhed estimeret ud fra langlivethed i ICES RBS-modellen for Østersøen (venstre) og påvirkning af bundhabitaterne (højre). Jo mørkere, jo mere påvirket. Påvirkning mindre end den forsøgsvisse grænse for 1-RBS på 0,2 er de lyseste farver i det højre kort.



Figur 2.22. Habitatfølsomhed estimeret ud fra langlivethed i ICES RBS-modellen for Nordsøen (venstre) og påvirkning af bundhabitaterne (højre). Jo mørkere, jo mere påvirket. Påvirkning mindre end den forsøgsvisse grænse for 1-RBS på 0,2 er de lyseste farver i det højre kort.



Figur 2.23. Oversigt over den relative konsekvens for bundtypernes tilstand baseret på data for, hvor der er blevet anvendt bundtrawl i perioden 2011-2016 og bundtypers sensitivitet (Van Hoey et al. 2023). Den røde farve viser de områder med den højeste estimerede påvirkning, mens grøn eller hvid viser områder med den mindste estimerede påvirkning.

Både påvirkning af bunden og landingsmængder pr. areal varierer betydeligt mellem forskellige fiskerier. Når man vurderer fiskeriets indvirkning på bunden i forhold til det påvirkede areal for hver kilogram (kg) fangst, opdager man, at et fiskeri med en betydelig påvirkning, men høje landinger pr. enhed areal, ikke nødvendigvis har en større samlet påvirkning end et andet fiskeri med en mindre påvirkning, men også en lavere landingsmængde pr. areal. Et forenklet overblik over bundpåvirkning og arealpåvirkning pr. kg landet vægt og værdi er gengivet i tabel 2.11 (Gislason et al. 2022). Denne type overblik tager dog ikke højde for, hvorvidt nogle af disse fiskerier anvender redskabet flere gange på det samme areal, eller hvad sensitiviteten af de påvirkede bundtyper er. Disse elementer indgår som vigtige parametre, som skal indgå i indikatorerne og fastsættelsen af tærskelværdier for bundpåvirkning i henhold til havstrategidirektivet.

De muligheder, der er for at reducere den samlede påvirkning på havbunden, er primært knyttet til udviklingen af mere skånsomme fangstredskaber og lukkede områder. Når det kommer til lukkede områder, opnår man den største umiddelbare bevarelse af biodiversitet ved at lukke de områder, hvor fiskeriet har været mindst intensivt i de foregående perioder, forudsat at øvrige miljøforhold er gunstige (især gode iltforhold og lav nærings saltbelastning). En begrænsning af det danske fiskeri i den danske eksklusive økonomiske zone til de områder, hvor omtrent 90 % af indsatsen med bundslæbende redskaber i dag foregår, vil resultere i, at dette fiskeri ville påvirke mindre end 20 % af det samlede danske havområde (van Hoey et al. 2023). Hvis fiskerilukninger skal gavne havbundens biodiversitet og økosystemfunktioner, er det helt centralt, at lukningerne omfatter samtlige havbundshabitater i deres naturlige kompleksitetsstrukturer i de forskellige økoregioner, som har forskellige miljøforhold såsom saltholdighed, dybder og havstrømme. Desuden skal man sikre, at arealmæssige konfigurationer understøtter de naturlige rekrutteringsprocesser og metapopulationsstrukturer for bestandene af havbundens fauna og flora. Det skal dog noteres, at en sådan opdeling og udlægning af områder ikke vil beskytte de områder, hvor der fiskes mest i dag.

På redskabssiden er det muligt at reducere påvirkningen af havbunden ved at tilpasse og ændre designet og konfigurationen af de mest almindelige anvendte typer af bundslæbende redskaber såsom

bundtrawl, bomtrawl, skrabere og snurrevod. Endvidere kan valget af tidspunkt for fiskeriet have afgørende betydning for især bifangst af mobile arter og kan potentielt mindske risikoen for bifangst af følsomme fisk, havpattedyr og fugle. Da sådanne ændringerne kan påvirke redskabets effektivitet og fiskeevne, er det vigtigt at sikre, at eventuelle løsninger opretholder fiskeriets rentabilitet, såfremt det skal føre til væsentlig innovation.

Tabel 2.11. 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 pr. kg og pr. 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 pr. kg og pr. 100 kr. landet efter omregning af de to kolonner til procent. Beregningerne af redskabernes arealpåvirkning er lavet i henhold til ICES-standarder (ICES, 2019). Tabel og tabeltekst gengivet fra Gislason et al (2021). Højeste grad af umiddelbar fysisk bundpåvirkning eller stort areal påvirket pr. landet mængde eller værdi = '***'. Lav påvirkning = '*'. Ingen påvirkning = ' '. Ukendt påvirkning = '-'. Note: De to kolonner "Umiddelbar fysisk bundpåvirkning" og "Relativ størrelse af påvirket areal" er opdateret efter offentliggørelsen af Fiskerikommissionens rapport.**

	Redskaber	Primære målarts-grupper	Ty-pisk dybde	Bund-type	Umiddel-bar fysisk bundpå-virkning	Antal m ² påvirket pr. kg landet fangst	Relativ størrelse af påvirket areal pr. kg landet fangst
Aktive	Muslinge-skra-ber	Blåmusling, hjerte-musling, østers	< 20	Blandet	*****	0,5	*
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	Sand	**	302	*
		Rødspætte	> 20	Sand	****	626	*
	Bundtrawl	Jomfruummer, bl. konsum	> 20	Mudder/sand	***	3.902	**
		Rejer	> 20	Mudder	***	5.414	**
		Sperling	> 20	Mudder/sand	***	158	*
		Torsk, rødspætte, bl. konsum	> 20	Blandet	***	4.272	**
		Tobis ¹	> 20	Sand	**	31	*
		Sild og Brisling	> 20	Blandet	**	13	*
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rød-spætte	> 20	Sand/hård	**	13.161	*****
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	Sand	**	6.028	***
	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, taske-krabbe, konksnegl	> 10	Hård	*	-	-
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	*	-	-
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet			
	Hånd- og stangliner	Torsk	>10	Blandet			

¹Udføres også med flydeskovle, hvor påvirkningen er mindre.

2.7 Effekter af tabte redskaber og affald

Fiskerierhvervet er en væsentlig kilde til affald i havet. Der er observationer af elementer som monofilament-fiskerliner og syntetiske plastikreb, som findes både på havbunden og langs kyster ved strandene. Desuden er mængden af fiskerirelateret affald på havbunden steget kontinuerligt de seneste 10 år i både Østersøen og Nordsøen (Spedicato et al 2023). Ud over at have en indvirkning på den rekreative værdi af kystområder har dette affald også både direkte og indirekte effekter på økosystemerne. De direkte effekter omfatter skade på udsatte organismer som følge af fysisk kontakt, f.eks. fangst i såkaldte spøgelsesnet. Der er også skade forårsaget af den direkte indtagelse af plastikstykker eller mikroplastik for nogle organismer. Når det gælder sidstnævnte, er der en potentiel risiko for overførsel af miljøfarlige stoffer, som kan ophobes i organismer. For nuværende er der dog endnu ingen påvist negative effekter på vilde bestande af marine organismer som følge af mikroplast. I de tilfælde hvor laboratorieeksperimenter har påvist skadelige effekter, har det været ved mikroplast-koncentrationer, der er langt højere end dem, der forekommer i havet.

I en rapport fra Nordisk Ministerråd (2020) fremhæves otte tiltag, som man kan arbejde imod for at reducere påvirkningen fra tabte fiskeredskaber: 1) Øge bevidstheden om konsekvenserne af tabt fiskeudstyr blandt fiskere, 2) Afdække om nationale regler har den ønskede virkning, 3) Forbedre synlighed af fiskeudstyrs positioner for at mindske udstyrskollisioner, 4) Mærke fiskeudstyr for at øge ansvaret for at anmelde tab af udstyr, 5) Øge lystfiskeres kompetencer i brugen af redskaber og forbedre erhvervsfiskeres håndtering af restaffald, 6) Etablering af værktøj til indrapportering af tabt udstyr, 7) Bjærgning af tabt udstyr og mulighed for at indlevere bjærget eller beskadiget udstyr på havnene samt 8) Innovation inden for genanvendelse af nylonnet og udvikling af nye typer af bionedbrydelige net og reb som alternativ til de nuværende af nylonmaterialer.

2.8 Effekter af udsmid (discard) af uønsket fangst

Udsmid eller discard af fisk har altid været en praksis i fiskeriet, især når uønskede fangster opstår. I dansk sammenhæng har dette tidligere foregået, når fisk, der var under det lovlige mindstemål, blev fanget, og fisken ikke var egnet til konsum, ikke var rentabel at lande eller på anden måde anset for uønsket. I forhold til udsmid forårsaget af fangst af fisk under mindstemålet ændrede EU-kommissionen sin tilgang til udsmid i 2013, idet fiskerne gradvist blev pålagt at skulle lande en større del af deres bifangst af fisk under mindstemålet. Disse fisk må i dag ikke sælges til konsum, men kan afsættes til fiskemelsindustrien. På trods af indførelsen af et landingspåbud af al fangst for de fleste arter, viser observationer ombord på kommercielle fartøjer, at mængden af udsmid stort set er forblevet uændret.

Blandt de direkte effekter af udsmid er først og fremmest en øget fødetilgængelighed for en række arter. Flere havfuglearter herunder måger, kjoever, mallebukker og suler supplerer gerne deres naturlige føde med udsmidet fra fiskeriet. Ligeledes har forskning vist, at de fisk, der smides ud og lander på bunden i op til tre dage, tiltrækker ådselædere såsom slangestjerner, slimål, taskekrabber og strandkrabber afhængigt af dybden og bundtypen. Det præcise omfang af dette fødegrundlag fra udsmid for de enkelte bestande og økosystemer er dårligt belyst. Nyere analyser har imidlertid fundet, at det samlede Nordsøfiskeri i dag svarer til fødegrundlaget for ca. 3 millioner havfugle (Sherley et al. 2020), hvor det til sammenligning udgjorde fødegrundlaget for 5,9 millioner havfugle i 1990'erne (Garth et al. 1996).

Hvad angår de dokumenterede langsigtede økosystempåvirkninger af udsmid, er særligt effekterne på bestande af havfugle velbeskrevet. Nordsøens havfuglesamfund ser således ud til at have ændret sig, i takt med at udsmidet i området blev halveret fra 1990 til 2010, så det nu i mindre grad er domineret

af arter, der lever af udsmid (Sherley et al. 2020). Lignende effekter af væsentlige ændringer i fiskerindsatsen er også observeret andre steder i verden. For de bundlevende ådselædere er effekten mindre kendt, om end modelberegninger har vist, at udsmid for en række arter formentligt ikke udgør en væsentlig del af deres fødegrundlag (Depestele et al. 2019). Dog kan effekten være større for organisme-grupper og arter, der primært lever af ådsler.

Ud over de regulatoriske og økonomiske rammer, som fiskeriet opererer indenfor, handler mulighederne for at reducere udsmid i høj grad om udviklingen af mere selektive redskaber, herunder brug af støtteteknologi. Innovations- og udviklingsprojekter har de seneste år inkluderet alle interessenter i udviklingsprocessen, hvilket øger sandsynligheden for, at nye løsninger bliver både økonomisk og miljø-mæssigt fornuftige. Flere af de udviklede løsninger er da efterfølgende også blevet implementeret i lovgivningen eller taget i brug i fiskeriet.

2.9 Energiforbrug og CO₂-produktion

Fiskeriets energiforbrug og de deraf resulterende CO₂-emissioner bidrager, ligesom andre menneskelige aktiviteter, til udledningen af drivhusgasser og dermed klimaforandringerne. Generelt viser livscyklusanalyser, at selve fangstprocessen typisk bidrager med 75-95 % af den samlede produktion af drivhusgasser, hvoraf brændstofforbruget udgør langt den største del. Energieffektiviteten varierer dog meget mellem de enkelte fiskerier, primært på grund af forskellen i ressourcens tæthed og brugen af forskellige redskabstyper. Mulighederne for at reducere denne påvirkning relaterer sig derfor særligt til reduktion af brændstofbruget, hvilket kan ske gennem ændringer i fartøjsdesign, regelmæssigt vedligehold og udskiftning af fartøj eller motor. Ligeledes kan strategiske valg om, hvor og hvornår der fiskes, samt valget af slæbe- og steamhastigheder bidrage til reduktionen af energiforbruget. Endelig er det også muligt at reducere vandmodstanden i selve redskabet. Flere detaljer er givet i leverancen til Fiskerikommissionen specifikt om dette emne.

2.10 Samlet miljøaftryk af dansk fiskeri

Der findes ingen kvantitative analyser, der kan belyse det samlede miljøaftryk af dansk fiskeri og dermed dets skånsomhed på tværs af alle relevante økosystemindikatorer. Dette er tilfældet på trods af intentionerne i eksempelvis EU's havstrategidirektiv, hvor fem af de overordnede deskriptorer for god miljøtilstand er relevante i relation til dansk fiskeri: D1 Biodiversitet, D3 Erhvervs-mæssigt udnyttede fiskebestande, D4 Havets fødenet, D6 Havbundens integritet og D10 Affald. Dette skyldes for det første, at den danske havstrategi mangler konkrete indikatorer og grænseværdier for god miljøtilstand på en række områder, ligesom flere andre lande også har samme udfordringer. Desuden er der ikke gennemført tilstrækkelige, relevante og specifikke undersøgelser af relevante områder, hvor der er kendskab til fiskeredskabernes størrelse, udformning, anvendelse, hyppighed og placering, påvirkningen på det lokale dyre- og planteliv og følsomheden af de berørte habitater og arter over for denne påvirkning.

Manglen på kvantificering af fiskeriernes påvirkning af havmiljøet og fraværet af konkrete kvantitative indikatorer med tilknyttede grænseværdier gør det vanskeligt at vurdere det samlede miljøaftryk af fiskeriet og afgøre hvorvidt det er bæredygtigt. For at levere et minimum af overblik over fiskeriets forventede miljøpåvirkning har Gislason et al. (2021) anvendt et kvalitativt mål (antal stjerner) til at indikere, hvor miljøskånsomme forskellige fiskeredskaber er inden for otte kategorier af miljøpåvirkninger, som almindeligvis antages som værende negative. Fem stjerner repræsenterer en betydelig påvirkning, mens nul stjerner indikerer ingen påvirkning (Tabel 2.12). Vurderingen er baseret på oplysninger

om det påvirkede areal fra 2019, og den forventes at kunne variere en del fra år til år. Her er bestandsstatus i et givent år vigtig, når man ser på fangbarheden af målarter og omfanget af bifangst og udsmid. Tabellen tager ikke højde for fiskeriets intensitet, følsomheden af de berørte arter og deres habitat samt det samlede omfang af udsmid i fiskeriet. 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 ofte er vanskeligt at forbinde påvirkningen fra dansk fiskeri entydigt med økosystemændringer. I tilfælde, hvor der ikke foreligger relevante danske studier, er antallet af stjerner udtryk for et skøn baseret på viden fra lignende fiskerier.

De fiskerier, der har den mindst negative påvirkning (færreste antal stjerner i tabel 2.12) er det pelagiske fiskeri og industrifiskeriet efter tobis og sperling samt muslingefiskeriet. Muslingefiskeriet har, selvom det har en stor lokal påvirkning, forholdsmæssigt store landinger fra et lille og begrænset areal. Disse fiskerier følges af de passive fiskerier med f.eks. nedgarn, der dog kan have væsentlig fangst af fisk udenfor sikre biologiske grænser, såsom ål og torsk, samt bifangst af havpattedyr og fugle. De øvrige fiskerier påvirker i større grad bunden, har et større CO₂-bidrag og et større udsmid. Blandt de fiskerier, der har mindst påvirkning er fartøjer under 17 m ansvarlige for størstedelen af landingerne i muslingefiskeriet og næsten halvdelen af landingerne i garnfiskeriet.

2.11 Risiko ved øget påvirkning samt gevinst ved mindsket påvirkning i forhold til gældende referencepunkter

Havstrategidirektivet blev vedtaget i 2008, og der er nu gået 15 år siden dets vedtagelse om at implementere indikatorer og grænseværdier for at opnå god miljøtilstand. På trods af denne tidsramme mangler der fortsat både nationale og internationale grænseværdier, der kan fastslå, hvornår påvirkningen af fiskeriet på habitater og økosystemer er bæredygtigt for langt de fleste økosystemeffekter. Der er visse undtagelser, hvor der er fastsat grænseværdier under EU's fælles fiskeripolitik og habitatdirektivet. Dette gælder en række af de erhvervsmæssigt udnyttede bestande og havpattedyrene. Blandt havpattedyrene er det primært marsvin, der er følsomt overfor øget bifangst, idet den nuværende bifangst allerede anses for ikke at være bæredygtig. Blandt fiskene er det især torsk, sild og tobis der enten er udsat for et for højt fiskeritryk eller har en gydebiomasse under grænseværdien for bæredygtige bestande. Selvom fiskeriet har en betydelig påvirkning på havbunden i områder med intensivt fiskeri, er der endnu ikke fastsatte grænseværdier for, hvor stort dette påvirkede område må være. Dermed er det svært at afgøre, om det nuværende fiskeri med bundslæbende redskaber er bæredygtigt for havbunden i det samlede økosystem.

I mangel på grænseværdier kan man i stedet forsøge at begrænse effekten af fiskeriets påvirkning bredt i økosystemet. De fiskerier, der har den mindste påvirkning (færreste antal stjerner i tabel 2.12) omfatter det pelagiske fiskeri og industrifiskeriet samt muslingefiskeriet. Som beskrevet ovenfor opvejes muslingefiskeriet med de store landinger fra et begrænset og lille areal, selvom det har en stor påvirkning lokalt, men til gengæld har store landinger fra et lille areal. Fiskeri med passive redskaber som f.eks. nedgarn har en lille påvirkning af bund og CO₂ og et lille udsmid, men kan have væsentlig fangst af fisk udenfor sikre biologiske grænser, såsom ål og torsk, og bifangst af havpattedyr og fugle. De øvrige fiskerier påvirker i større grad bunden, har et større CO₂-bidrag og et større udsmid. Blandt de fiskerier, der har mindst påvirkning står fartøjer under 17 m står for størstedelen af landingerne i muslingefiskeriet og næsten halvdelen af landingerne i garnfiskeriet.

Tabel 2.12. 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 betyder, at påvirkningen anses for at være nul eller meget lille. Relativt energiforbrug er målt som gennemsnittet af påvirkningen udtrykt pr. kg og pr. 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. Højeste påvirkning = '*****'. Lav påvirkning = '*'. Ingen påvirkning = ' '. Ukendt påvirkning = '-'. ¹GES Nordsøen, non-GES Kattegat/Skagerrak. ²GES Kattegat/Skagerrak, non-GES Hornsrev. ³Torsk non-GES. ⁴Østersøen non GES, Nordsøen GES. ⁵Sild i Nordsøen GES, sild i vestlige Østersø non GES, makrel GES. Note: De to kolonner "Umiddelbar påvirkning af bundfauna og -flora" og "Relativ størrelse af påvirket areal" er opdateret efter offentliggørelsen af Fiskerikommissionens rapport.

Redskaber	Primære målartsgrupper	Typisk dybde	% af landinger fra fartøjer mindre end 17 m	Landinger (tons)	Værdi (mio. kr.)	Relativt CO ₂ -bidrag	Status af målart	Umiddelbar påvirkning af bundfauna og -flora	Relativ størrelse af påvirket areal pr. kg landet fangst	Bifangst af havpattedyr og -fugle	Udsmid	
Aktive	Muslingeskraber	Blåmuslinger, hjertemuslinger, østers	< 20	97	35800	86	*	-	*****	*		
	Bomtrawl	Hestereje	< 20	9	1152	57	****	-	**	*	-	***
		Rødspætte	> 20	0	313	10	-	GES/non ¹	****	*	-	****
	Bundtrawl	Jomfruhammer og bl. konsum	> 20	34	11920	482	*****	GES/non ²	***	**	-	****
		Rejer	> 20	0	7163	272	*****	non GES	***	**	-	**
		Sperling	>20	2	23750	71	***	GES	***	*	-	
		Torsk, rødspætte, bl. konsum	> 20	13	9767	237	***	non-GES ³	***	**	-	**
		Tobis	> 20	14	73670	144	**	non-GES	**	*	-	
	Brisling	> 20	3	25293	64	**	GES/non ⁴	**	*	-		
	Skotsk vod	Torsk, kulmule, rødspætte	> 20	0	4028	99	*	non-GES ³	**	*****		*
	Snurrevod	Rødspætte, torsk	> 20	46	3080	65	*	GES/non ³	*	***		*
Pelagisk trawl	Sild, brisling, makrel	> 20	4	256024	1127	-	GES/non ⁴ , 5			-	-	
Not	Makrel	> 20	-	0	0	-	non GES			-	-	
Passive	Nedgarn	Torsk, rødspætte, tunge	> 10	45	4182	164	**	non-GES ³	*	-	***	*
	Bundgarn	Ål, hornfisk	< 10	100	97	3	**	non-GES	*	-	*	
	Ruser	Ål	< 10	100	7	1	**	non-GES	*	-	*	*

Redskaber	Primære målarts-grupper	Typisk dybde	% af landinger fra fartøjer mindre end 17 m	Landinger (tons)	Værdi (mio. kr.)	Relativt CO ₂ -bidrag	Status af målart	Umiddelbar påvirkning af bundfauna og -flora	Relativ størrelse af påvirket areal pr. kg landet fangst	Bifangst af havpattedyr og -fugle	Udsmid
Tejner	Hummer, taskekrabbe, konksnegle	> 10	100	147	3	*	-	*	-	-	-
Bundsatte langliner	Torsk	> 20	3	211	2.2	*	non-GES ³	*	-	-	*
Drivende langliner	Laks	> 20	-	0	0	-	-			-	-
Hånd og stang liner	Torsk	>10	-	0	0	-	-			-	-

2.12 Referencer

Agnalt, A. L. (1989). Long-term changes in growth and age at maturity of mackerel, *Scomber scombrus* L., from the North Sea. *Journal of Fish Biology*, 35, 305-311.

Akimova, A., Nunez-Riboni, I., Kempf, A., & Taylor, M. H. (2016). Spatially-resolved influence of temperature and salinity on stock and recruitment variability of commercially important fishes in the North Sea. *PLoS one*, 11(9), e0161917.

Amoroso, R. O., Pitcher, C. R., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Parma, A. Bailey, R. S. (1991). The interaction between sandeels and seabirds: a case history at Shetland. ICES.

Århus Universitet 2023. Vildtudbytte online. Tilgået d. 30/5 2023 på <https://fauna.au.dk/jagt-og-vildtforvaltning/vildtudbytte/udbyttet-online-siden-1941/soejlediagram>

Astarloa, A., Louzao, M., García-Baron, I. M., Bluemel, J., Couce, E., Carbonara, P., Romagnoni, G., Neglia, C., Zupa, W., Bitetto, I., Spedicato, M.-T., Kindt-Larsen, L., Glemarec, G., Lusseau, D., Maina, I., Chatzisprou, A., Fotiadis, N., Kavadas, S., Lefkadiou, E., Vassilopoulou, C., Batts, L., Reid, D., Breen, P., Kempf, A., Taylor, M., Kuehn, B., Letschert, J., Northridge, S., Poos, J. J., Afranewaa, N. and Rindorf, A. (2023): SEAwise Report on the bycatch mortality risk of potentially endangered and threatened species of fish, seabirds, reptiles and mammals. Technical University of Denmark.

Beaugrand, G., Brander, K. M., Alistair Lindley, J., Souissi, S., & Reid, P. C. (2003). Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature*, 426(6967), 661-664.

Bailey, R. S., Furness, R. W., Gauld, J. A., & Kunzlik, P. A. (1991). Recent changes in the population of the sandeel (*Ammodytes marinus* Raitt) at Shetland in relation to estimates of seabird predation. *ICES Marine Science Symposia* (1991–2003).

Beaugrand, G., Brander, K. M., Alistair Lindley, J., Souissi, S., & Reid, P. C. (2003). Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature*, 426(6967), 661-664.

Borja, A., Uriarte, A., & Egana, J. (2002). Environmental factors and recruitment of mackerel, *Scomber scombrus* L. 1758, along the north-east Atlantic coasts of Europe. *Fisheries oceanography*, 11(2), 116-127.

Brown, E. J., Vasconcelos, R. P., Bergström, U., Støttrup, J. G., van de Wolfshaar, K. E., Millisenda, G., ... Pape, O. (2018). Conflicts in the coastal zone: human impacts on commercially important fish species utilizing coastal habitat. *ICES Journal of Marine Science*, 75(4), 1203–1213. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx237>

Carstensen, J., Andersen, J. H., Gustafsson, B. G., & Conley, D. J. (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5628-5633.

Clausen, K.K., Clausen, P., Holm, T., Bregnballe, T., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J. & Stepien, E.N. 2023. Vurdering af forstyrrelsestrusler i Natura 2000-områderne. Opfølgning på Natura

2000-planer for perioden 2022-2027. Del I. Introduktion med litteraturgennemgang. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport nr. 510.
<http://dce2.au.dk/pub/SR510.pdf>

Clausen, L. W., Rindorf, A., van Deurs, M., Dickey-Collas, M., & Hintzen, N. T. (2018). Shifts in North Sea forage fish productivity and potential fisheries yield. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1092-1101.

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.

Cormon, X., Ernande, B., Kempf, A., Vermard, Y., & Marchal, P. (2016). North Sea saithe *Pollachius virens* growth in relation to food availability, density dependence and temperature. *Marine Ecology Progress Series*, 542, 141-151.

Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J., Furness, R. W., ... & Sydeman, W. J. (2011). Global seabird response to forage fish depletion—one-third for the birds. *Science*, 334(6063), 1703-1706.

Daunt, F., Wanless, S., Greenstreet, S. P., Depestele, J., Feekings, J., Reid, D., 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.

Depestele, J., Feekings, J., Reid, D. G., Cook, R., Gascuel, D., Girardin, R., ... & Savina-Rolland, M. (2019). The impact of fisheries discards on scavengers in the sea. *The European Landing Obligation*, 129.

Dinesen, G. E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A., Lehmann, A., Egekvist, J., Kristensen, K., ... & Støttrup, J. G. (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *Journal of Coastal Conservation*, 23, 943-958.

Engelhard, G. H., Peck, M. A., Rindorf, A., Smout, S., van Deurs, M., Raab, K., ... & Dickey-Collas, M. (2014). Forage fish, their fisheries, and their predators: who drives whom?. *ICES Journal of Marine Science*, 71(1), 90-104.

Furness, R. W., & Tasker, M. L. (2000). Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 136, pp. 1–11. doi: 10/cfwrv202, 253-264.

Furness, R.W., MacArthur, D., Trinder, M. and MacArthur K. 2013. Evidence review to support the identification of potential conservation measures for selected species of seabirds. MacArthur Green, Glasgow

Garthe, S., Camphuysen, & 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, 1-11.

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

Glemarec, G., Vinther, M., Håkansson, K.B., Rindorf, A. (2022). Collection of by-catch data for sea-birds and marine mammals and by-catch and population densities for non-commercial fish. DTU Aqua Report no. 408-2022. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark, 52 pp. + app.

Goikoetxea, N., & Irigoien, X. (2013). Links between the recruitment success of northern European hake (*Merluccius merluccius* L.) and a regime shift on the NE Atlantic continental shelf. *Fisheries Oceanography*, 22(6), 459-476.

Große, F., Greenwood, N., Kreuz, M., Lenhart, H. J., Machoczek, D., Pätsch, J., ... & Thomas, H. (2016). Looking beyond stratification: a model-based analysis of the biological drivers of oxygen deficiency in the North Sea. *Biogeosciences*, 13(8), 2511-2535.

Hansen, J. W., Rytter, D., 2021. Iltsvind i danske farvande 26. august – 22. september 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_71.pdf

Hansen, J. W., Rytter, D., 2022. Iltsvind i danske farvande 25. august – 22. september 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_62.pdf

HELCOM (2023a) Abundance and population trends of harbour porpoises. HELCOM pre-core indicator report. Online. [27.4.2023], [<https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-porpoises-abundance/>].

HELCOM (2023b) Population trends and abundance of seals. HELCOM core indicator report. Online. [27.4.2023], [<https://indicators.helcom.fi/indicator/harbour-seal-abundance/>].

Henriksen, O., Christensen, A., Jónasdóttir, S., MacKenzie, B. R., Nielsen, K. E., Mosegård, H., & van Deurs, M. (2018). Oceanographic flow regime and fish recruitment: reversed circulation in the North Sea coincides with unusually strong sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 607, 187-205.

Hjorth, M., Storm, L. M., Manscher, O. H., 2010. Iltsvind i de danske farvande i september 2010. <http://www.dmu.dk/Vand/Havmiljoe/Iltsvind/>

Hobday, A. J., Cochrane, K., Downey-Breedt, N., Howard, J., Aswani, S., Byfield, V., ... & van Putten, E. I. (2016). Planning adaptation to climate change in fast-warming marine regions with seafood-dependent coastal communities. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26, 249-264.

Høyer, J. L., & Karagali, I. (2016). Sea surface temperature climate data record for the North Sea and Baltic Sea. *Journal of Climate*, 29(7), 2529-2541.

Ibaibarriaga, L., Aldanondo, N., Alfonso, S., Álvarez, P., Batts, L., Bitetto, I., Boyra, G., Brooks, M., Bui, T. A., Carbonara, P., Chust, G., Cotano, U., De Troch, M., Depestele, J., Donnalioia, M., Einberg, H., Erauskin-Extramiana, M., Fernandes, J. A., Fontán, A., Gatti, P., Hommik, K., Irigoien, X., Kühn, B., Lebigre, C., Loredana, C., Mazurais, D., Melia, P., Neglia, C., Neuenfeldt, S., Ojaveer, H., Palmisano, M., Politikos, D., Poos, J.-J., Putnis, I., Rubene, G., Santos, M., Savina-Rolland, M., Servili, A., Simonet, L., Taboada, F. G., Taylor, M., Thorpe, R., Tsagarakis, K., Travers-Trolet, M., Uriarte, A., Vassilopoulou, V., Woillez, M., Zupa, W., and Rindorf, A. (2023): SEAwis Report on improved predictive models of growth, production and stock quality. Technical University of Denmark.

ICES 2018. Interim Report of the Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs (WGFBIT). ICES CM 2018/HAPISG:21

ICES (2019). Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD). ICES Scientific Reports. 1:52. 144 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5648>

ICES. 2022. Workshop on estimation of MOrtality of Marine MAMmals due to Bycatch (WKMOMA). ICES Scientific Reports. 3:106. 97 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.9257>

Jansen, T. (2016). First-year survival of North East Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from 1998 to 2012 appears to be driven by availability of Calanus, a preferred copepod prey. *Fisheries Oceanography*, 25(4), 457-469.

Kindt-Larsen, L., Glemarec, G., Berg, C. W., Königson, S., Kroner, A. M., Søgaaard, M., & Lusseau, D. (2023). Knowing the fishery to know the bycatch: bias-corrected estimates of harbour porpoise bycatch in gillnet fisheries. *Proceedings of the Royal Society B*, 290(2002), 20222570.

Mackenzie, B. R., Kindt-Larsen, L., Glemarec, G., Berg, H., Hinrichsen, H.-H., Plikshs, M., Wieland, K., & Zezera, A. S. (2000). Quantifying environmental heterogeneity: Habitat size necessary for successful development of cod *Gadus morhua* eggs in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 193(Stigebrandt 1987), 143–156. <https://doi.org/10.3354/meps193143>

MacKenzie, B. R., Meier, H. M., Lindegren, M., Neuenfeldt, S., Eero, M., Blenckner, T., ... & Niiranen, S. (2012). Impact of climate change on fish population dynamics in the Baltic Sea: a dynamical downscaling investigation. *Ambio*, 41, 626-636.

Melià, P., Schiavo, A., Einberg, H., Ojaveer, H., Rubene, G., Putnis, I., Neuenfeldt, S., Henriksen, O., Voss, R., Kühn, B., Taylor, M., Kempf, A., Depestele, J., Tirronen, M., Kuparinen, A., Ibaibarriaga, L., Uriarte, A., Citores, L., Sarasua, I., Fontán, A., Sánchez-Marroño, S., Garcia, D., Gatti, P., Woillez, M., Lebigre, C., Servili, A., Mazurais, D., Savina-Rolland, M., Fincham, J., Spence, M., Siggers, G., Thorpe, R., Martiradonna, A., Bitetto, I., Zupa, W., Spedicato, M. T., Tsagarakis, K., Sgardeli, V., Dimalas, D., Vassilopoulou, V., and Rindorf, A. (2023): SEAwis Report on improved predictive models of recruitment under different environmental scenarios. Technical University of Denmark.

Moeslund, J. E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L. D., Bygebjerg, R., ... & Wind, P. (2019). Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE–Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk

Mosegård, H., & van Deurs, M. (2018). Oceanographic flow regime and fish recruitment: reversed circulation in the North Sea coincides with unusually strong sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 607, 187-205.

Nordisk Ministerråd (2020). Main report: Clean Nordic Oceans – a network to reduce marine litter and ghodt fishing. TemaNord 2020:509. Available <https://pub.norden.org/temanord2020-509/#>

Nygaard, B., Ejrnæs, Bell, N., Bruun, L. Bygebjerg, Carl, Damgaard, Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H. Misser, Møller, P.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.

Olin, A. B., Banas, N. S., Wright, P. J., Heath, M. R., Moeslund, J. & Nager, R. G. (2020). Spatial synchrony of breeding success in the blacklegged kittiwake *Rissa tridactyla* reflects the spatial dynamics of its sandeel prey. *Marine Ecology Progress Series*, 638, 177-190.

OSPAR 2017. Biodiversity assessment, Marine bird abundance, <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/> accessed May 12th 2023

Payne, M. R., Egan, A., Fässler, S. M., Hátún, H., Holst, J. C., Jacobsen, J. A., ... & Loeng, H. (2012). The rise and fall of the NE Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*). *Marine Biology Research*, 8(5-6), 475-487.

Petereit, C., Hinrichsen, H.-H., Franke, a., & Köster, F. W. (2014). Floating along buoyancy levels: Dispersal and survival of western Baltic fish eggs. *Progress in Oceanography*, 122, 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.01.001>

Pihl, L., Isaksson, I., & Wennhage, H. (1995). Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3–4), 349–358.

Pihl, L., Modin, J., & Wennhage, H. (2005). Recruitment To Deteriorating Habitat Quality: Effects of Macroalgal Blooms in Coastal Nursery Grounds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(5), 1184–1193. <https://doi.org/10.1139/f05-023>

Rådsforordning nr. 1241 af 25. juli 2019 bilag 13, del A om hvaler og i Bekendtgørelse nr. 1495 af 2021. Sammenfatning tilgængelig på <https://fiskeristyrelsen.dk/erhvervsfiskeri/krav-og-reguleringer/regler-om-brug-af-akustiske-alarmer-pingere-i-garnfiskeri>

Régnier, T., Gibb, F. M., & Wright, P. J. (2018). Temperature effects on egg development and larval condition in the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Journal of Sea Research*, 134, 34-41.

Régnier, T., Gibb, F. M., & Wright, P. J. (2019). Understanding temperature effects on recruitment in the context of trophic mismatch. *Scientific reports*, 9 (1), 15179.

- Rindorf, A., Henriksen, O., & Van Deurs, M. (2019). Scale-specific density dependence in North Sea sandeel. *Marine Ecology Progress Series*, 619, 97-110.
- Rindorf, A., Jensen, H., & Schrum, C. (2008). Growth, temperature, and density relationships of North Sea cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(3), 456-470.
- Rindorf, A., van Deurs, M., Howell, D., Andonegi, E., Berger, A., Bogstad, B., Cadigan, N., Elvarsson, B. Þ., Hintzen, N., Savina Roland, M., Taylor, M., Trijoulet, V., van Kooten, T., Zhang, F., & Collie, J. (2022). Strength and consistency of density dependence in marine fish productivity. *Fish and Fisheries*, 23(4), 812-828.
- Sætre, R., Toresen, R., & Anker-Nilssen, T. (2002). Factors affecting the recruitment variability of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). *ICES Journal of Marine Science*, 59(4), 725-736.
- Searle, K. R., Regan, C. E., Perrow, M. R., Butler, A., Rindorf, A., Harris, M. P., ... & Daunt, F. (2023). Effects of a fishery closure and prey abundance on seabird diet and breeding success: Implications for strategic fisheries management and seabird conservation. *Biological Conservation*, 281, 109990.
- Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., & Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3), 648–655. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152>
- 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.
- Spedicato, M.-T., Rindorf, A., Anastasopoulou, K., Basurko, O. C., Batts, L., Berg, C. W., Biondi, M., Carbonara, P., Casagrandi, R., Depestele, J., Dewitte, B., Goienetxea, I., Jacobsen, N. S., Kavadas, S., Maina, I., Mari, L., Melia, P., Moriarty, M., Politikos, D., Romagnoni, G., Ruiz, I., Russel, J., Vassilopoulou, C., Zupa, W. and Reid, D. (2023): SEAwisE Report on the pressure induced by fisheries related litter on key species groups. Technical University of Denmark.
- Suuronen, ... & Jennings, S. (2018a). Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(43), E10275-E10282.
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., & Teilmann, J. (2018). Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Sys, K., Rindorf, A., Bastardie, F., Baudron, A., Berg, C., Bitetto, I., Blanco, C., Bluemel, J., Celie, L., Chust, G., Couce, E., Damalas, D., Depestele, J., Fernandes, P., Jacobsen, N. S., Garcia, D., Hidalgo, M., Kavadas, S., Kühn, B., Maina, I., Maioli, F., Mildenerger, T., Paradinas, J., Poos, J. J., Romaric, J., Taylor, M., Uhlmann, S., Villagra, D., Vinther, M., Zupa, W., and Spedicato, M. T. (2022). SEAwisE Report on historic and future spatial distribution of fished stocks. Technical University of Denmark.
- Szuwalski, C. S., Vert-Pre, K. A., Punt, A. E., Branch, T. A., & Hilborn, R. (2015). Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. *Fish and Fisheries*, 16(4), 633-648.

Trenkel, V. M., Lorance, P., Fässler, S.M.M., & Høines, Å. S. (2015). Effects of density dependence, zooplankton and temperature on blue whiting *Micromesistius poutassou* growth. *Journal of Fish Biology*, 87(4), 1019-1030.

Wright, P. J., Orpwood, J. E., & Scott, B. E. (2017). Impact of rising temperature on reproductive investment in a capital breeder: the lesser sandeel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 52-58.

Van Hoey, G., Batts, L., Bolam, S., Carbonara, P., Clare, D., Depestele, J., Desmidt, J., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Eigaard, O. R., Garcia, C., Kavadas, S., Lafarque, P., Maina, I., Mavraki, N., Olsen, J., Papadopoulou, N., Parker, R., Piet, G., Reid, D., Smith, C., Spedicato, M. T., Stounberg, J., Tsikopoulou, I., Zupa, W., and Rindorf A. (2023): SEAwise Report on the spatiotemporal benthic effects of fishing on benthic habitats relative to suggested threshold levels, both with respect to area impacted and impact intensity. Technical University of Denmark.

van Deurs, M., Hartvig, M., & Steffensen, J. F. (2011). Critical threshold size for overwintering sandeels (*Ammodytes marinus*). *Marine Biology*, 158, 2755-2764.

3. Konsekvenser for økosystemer og økonomi af udvikling af nye redskaber og teknologier og evt. hindringer for udviklingen – Udviklingen af dansk fiskeri fra et redskabsteknologisk synspunkt

Jordan Feekings, Ludvig Krag, Rikke Frandsen og Barry O'Neill, DTU Aqua

Del-leverance 3 til Fiskerikommissionen, juni 2023

3.1 Sammenfatning

Dansk fiskeri omfatter anvendelse af en vifte af forskellige redskaber. Deres brug er bl.a. bestemt af målarter, kvoter og fiskeplads samt fartøjs-type og kapacitet. Fiskeri med trawl udgør ca. 90 % af landingerne værdi, og heraf stammer godt halvdelen fra fiskeri med bundtrawl (Gislason, 2021). Bundtrawl slæbes over bunden og udmærker sig ved at være effektiv til fangst af bundlevende fiskearter som jomfruhummer, rødspætter, tunger og torsk, men udgør samtidig en risiko for uønskede bifangster og bundpåvirkning. Samtidig har fiskeri med dette redskab et relativt højt brændstofforbrug. Af disse grunde er en stor del af forskningen indenfor fiskeriteknologi i Danmark fokuseret på bundtrawl.

Dette dokument ser nærmere på generelle betragtninger omkring udviklingspotentialet i dansk fiskeri og begrænser sig således ikke til bundtrawl.

Dansk fiskeri er i dag udfordret på flere fronter. Fiskeriets påvirkning af økosystemet skal reduceres, drivhusgasser fra fiskeriet, både fra fartøjerne og fra remobilisering af sediment, skal reduceres og fangst af uønskede arter og størrelser skal minimeres. Derudover er dansk fiskeri dels underlagt en teknisk regulering, dels en landingsforpligtelse (Common Fisheries Policy 2013). Den gældende tekniske regulering vil til en vis grad afspejle fiskeriforvaltningens evne til at kontrollere udførelsen af fiskeriet, og den indeholder et begrænset udvalg af lovlige redskaber, der kun i ringe omfang muliggør, at fiskeriet kan tilpasses den aktuelle fangst- og kvotesammensætning (Feekings et al., 2019). Et fuldt dokumenteret fiskeri gennem brug af elektronisk monitoring muliggør en registrering af alle fisk fanget, hvilket overflødiggør en del af detaljerne i den tekniske regulering (van Helmond et al., 2018). Samtidig med en potentiel forenkling af regler muliggør elektronisk monitoring en mere dynamisk forvaltning og tilpasning af fiskeriet. Der er gennemført flere projekter med elektronisk monitoring i dansk regi, men også internationalt. Særligt ift. kvoteadministration, estimering af bifangst (fisk, havpattedyr og havfugle) og overholdelse af landingspligten er elektronisk monitoring et godt instrument, som samtidig tilvejebringer data til forskningsaktiviteter (van Helmond et al., 2018). Elektronisk monitoring giver endvidere fiskerne mulighed for mere intelligent tilrettelæggelse af deres fiskeri (se nedenfor).

Fiskeri med trawl er i dag en omkostningstung proces, hvor selve fangstprocessen i ret høj grad foregår i blinde. Det giver den enkelte fisker ringe mulighed for aktivt at påvirke og optimere fangstsammensætningen ved at målrette sit fiskeri. Præcisionsfiskeri giver fiskeren mulighed for – igennem brug af realtidskamera og automatisk billedprocessering – at målrette sin indsats til områder og tidspunkter med den mest optimale fangstsammensætning, så der ikke fanges uønskede arter og størrelser, og det giver mulighed for at afbryde og evt. allokere fiskeriet til en anden fiskeplads (Avsar et al., 2023; Sokolova et al., 2021).

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 (Eliassen et al., 2019). Mange af de tekniske løsninger, som har været udviklet over de seneste 20 år, kan langt hen ad vejen løse de problemer, dansk fiskeri står ovenfor. Dette inkluderer redskaber, som reducerer uønskede arter og størrelser, reducerer unødvendig bundpåvirkning og forbedrer og effektiviserer brændstoffudnyttelsen. I kombination giver elektronisk monitoring, præcisionsfiskeri og udvikling af mere selektive fiskeredskaber mulighed for at sikre et effektivt, målrettet og fuldt kontrolleret fiskeri.

En flaskehals i en bæredygtig udvikling af fiskeriet er, at de fleste af de redskaber og teknologier, hvis dokumenterede effekt kan afhjælpe både akutte og mere generelle udfordringer i dansk fiskeri, aldrig er i anvendelse i fiskeriet. Implementeringsprocessen for nye redskaber i den tekniske regulering er

lang (ca. 3 år) og vanskelig, og nye redskaber implementeres sjældent i praksis (Eliassen et al., 2019; Feekings et al., 2019). Dette har lagt pres på samarbejdet imellem forskningsinstitutionerne og erhvervet, hvor erhvervet ser ud til at have tabt interessen for at deltage i videnskabelige redskabsforsøg, da timingen er usikker, og resultaterne ikke bliver implementeret i den tekniske regulering. Den tekniske regulering indeholder i dag kun få redskabsløsninger, og det vurderes, at potentialet i selektive fiskeredskaber kun udnyttes i mindre grad. Der bør således ses på, hvordan EU-processen med godkendelse af videnskabelige redskabsprojekter kan optimeres – ligesom instrumenterne for redskabsforsøg bør afklares nærmere, så redskabsudvikling kan resultere i nye, mere bæredygtige redskaber.

Dansk fiskeri og specielt fiskeriet med trawl står overfor den nok største ændring i fiskeriets historie. Et fremtidssikret og konkurrencedygtigt dansk fiskeri skal være både økologisk og økonomisk bæredygtigt. Dette kan ske ved udvikling af et mere effektivt, præcist, skånsomt og kontrolleret fiskeri. Udvikling af selektive, skånsomme og brændstoffeffektive fiskeredskaber samt nye realtidsteknologier, herunder digitalisering af fiskeriprocesen, kan langt hen ad vejen løse de udfordringer, som dansk fiskeri står overfor i dag. En national målretning af dette udviklingsarbejde indeholdende en klar national plan er dog helt afgørende for udviklingen, dennes succes og udviklingsarbejdets udstrækning i tid.

Der henvises til del-leverance 1 'Klimapåvirkning i dansk fiskeri' og del-leverance 2 'Fiskeriets påvirkning af økosystemer mv.' for mere information om fiskeredskabers klimapåvirkning samt fiskeredskabers påvirkning af økosystemer.

Vedlagt som bilag 3.1 og 3.2 er præsentationer, der blev vist i forbindelse med Fiskerikommissionens besøg ved DTU Aqua, Sektion for Fiskeriteknologi i Hirtshals i marts 2023.

3.2 Referencer

Avsar, E., Feekings, J.P. & Krag, L.A. (2023). Estimating catch rates in real time: Development of a deep learning based Nephrops (*Nephrops norvegicus*) counter for demersal trawl fisheries. *Frontiers in Marine Science*, 10, [1129852]. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1129852>

Eliassen, S.Q., Feekings, J., Krag, L., Veiga-Malta, T., Mortensen, L.O. & Ulrich, C. (2019). The landing obligation calls for a more flexible technical gear regulation in EU waters – Greater industry involvement could support development of gear modifications. *Marine Policy*, 99, pp. 173-180.

Feekings, J., O'Neill, F.G., Krag L.A., Ulrich, C. & Malta T. (2019). An evaluation of European initiatives established to encourage industry-led development of selective fishing gears. *Fish Manag Ecol*, 2019; 00:1–11.

Gislason et al. 2021. Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 392-2021.

Sokolova, M., Mompó Alepuz, A., Thompson, F., Mariani, P., Galeazzi, R. & Krag, L.A. (2021). A Deep Learning Approach to Assist Sustainability of Demersal Trawling Operations. *Sustainability*, 13(22), [12362]. <https://doi.org/10.3390/su132212362>

van Helmond et. al. (2018). Electronic monitoring in fisheries: Lessons from global experiences and future opportunities. *Fish and Fisheries*, 21, 162–189. DOI: 10.1111/faf.12425

Bilag 3.1: Teknologibaseret præcisionsfiskeri

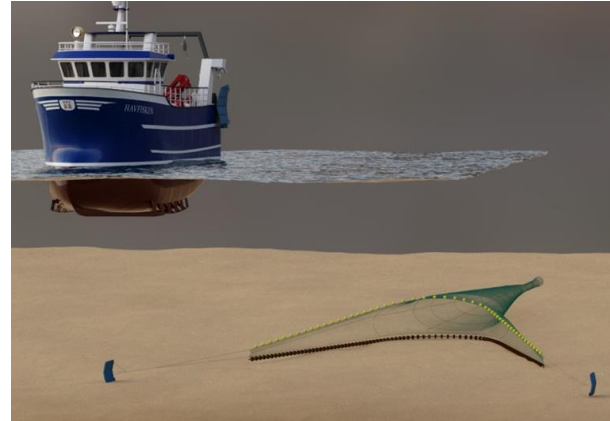
Teknologi-baseret præcisionsfiskeri

Fiskeriet med trawl er under stigende pres



Fiskeri med trawl

- økonomisk det vigtigste fiskeri i Danmark
- en kostbar proces
- underlagt stram regulering (fx EU's landingsforpligtelse)



Udfordringen i dag er at vi prøver at optimere **en blind proces**

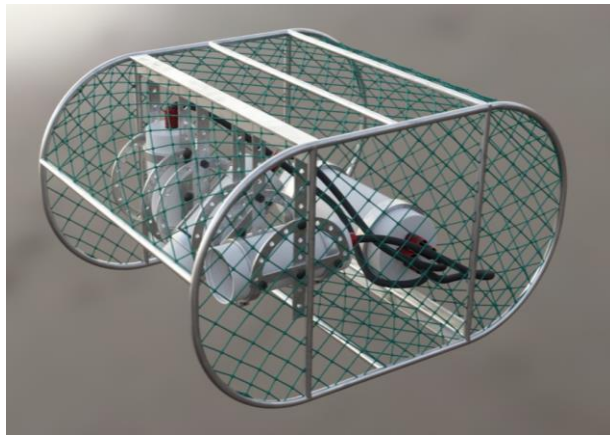
Vi skal have væsentligt **mere information i realtid** om den igangværende proces så vi kan reagere på den og løbende optimere fangstsammensætningen!

Udvikling og kommercialisering af trawlkamera

Designkoncept

Industrielt design

Produktion og salg

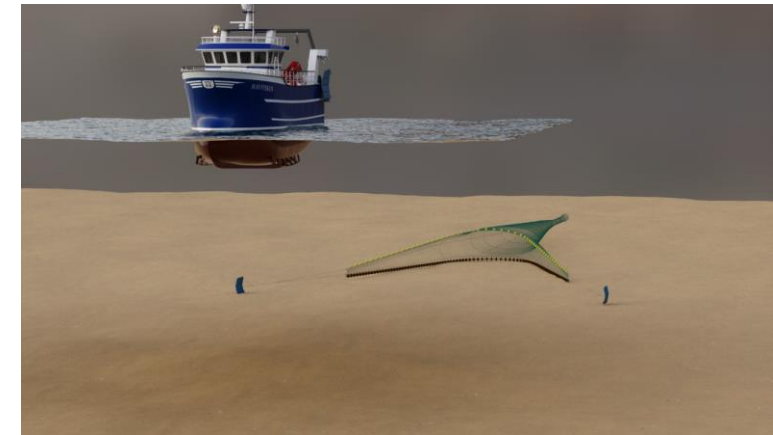


DTU



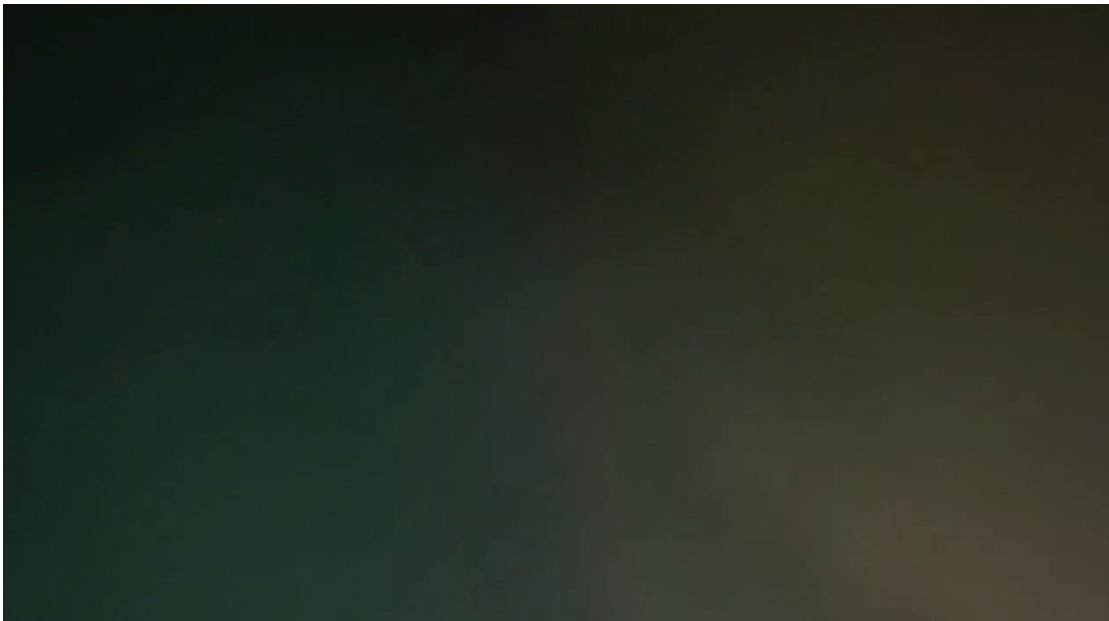
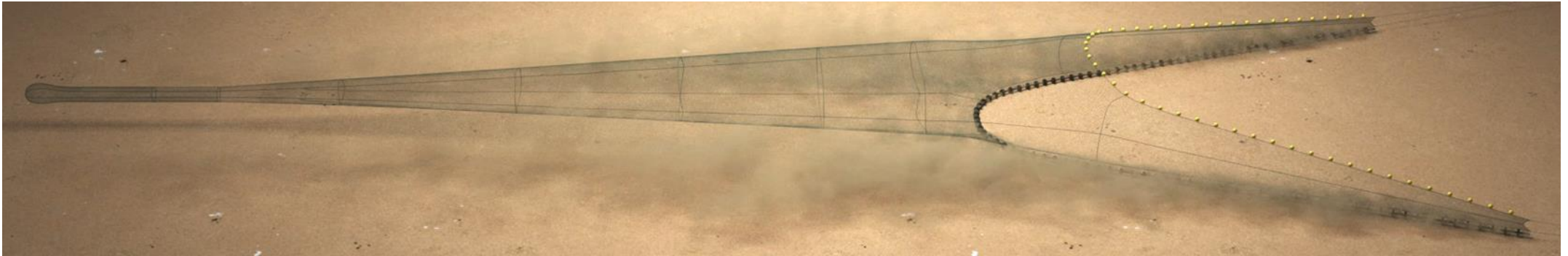
ATLAS MARIDAN - DTU

(60x40x12 cm – flyder i vand)

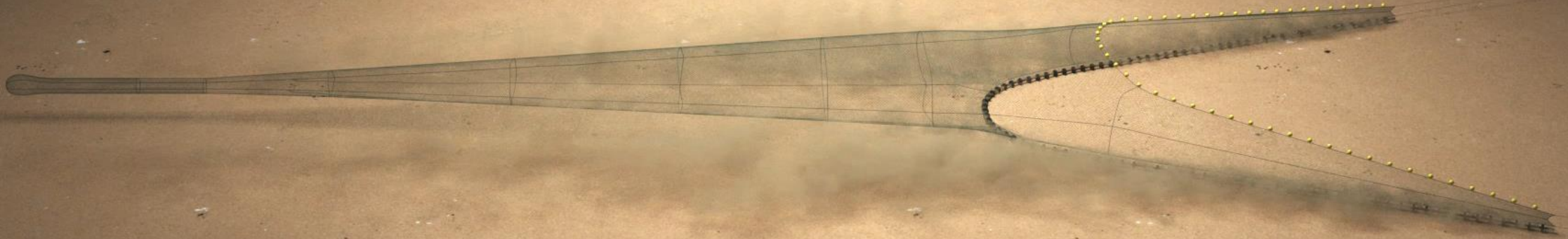


ATLAS MARIDAN

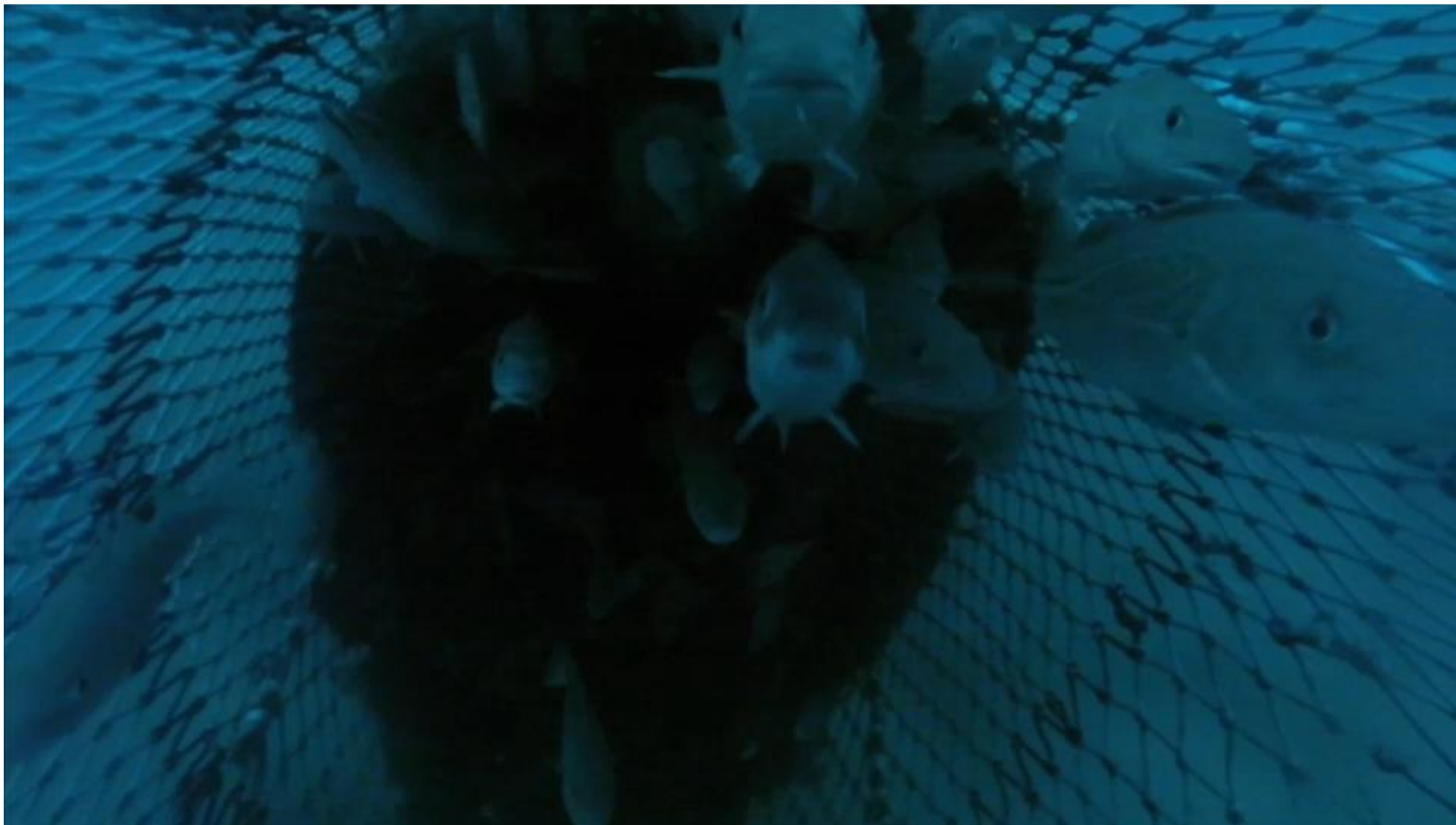
Udfordrende observationsforhold



Optimering af billedkvalitet



Trawlkamera under fiskeri



Stabil og god billedkvalitet

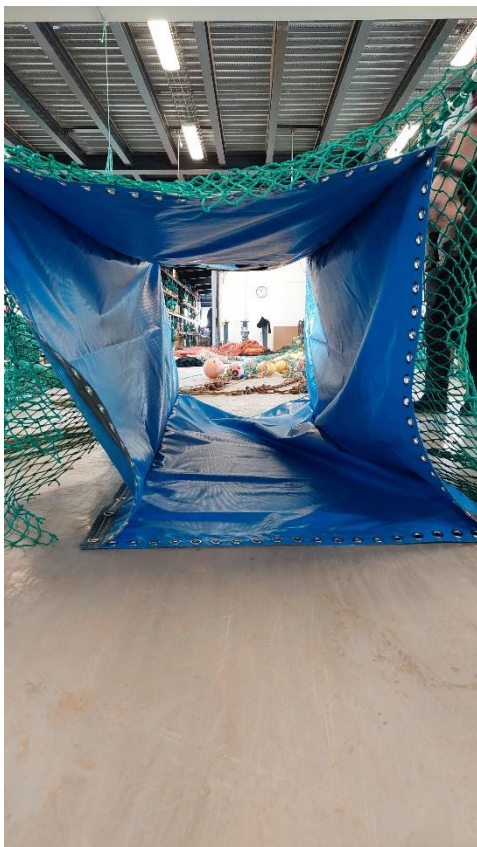
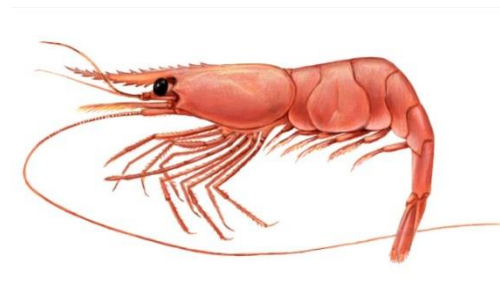


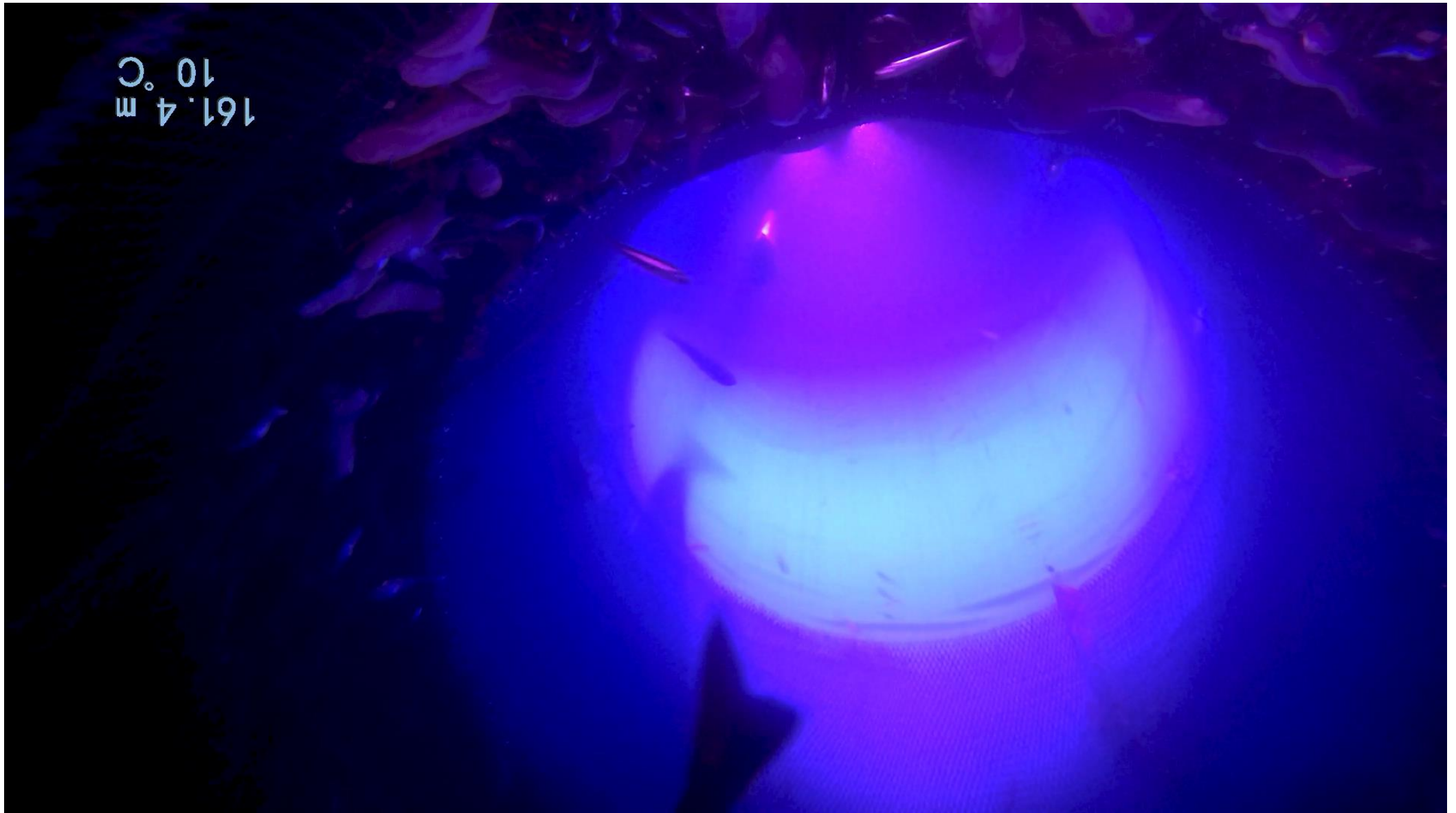
70 m - dag



120 m – nat

Rejefisker i Skagerrak

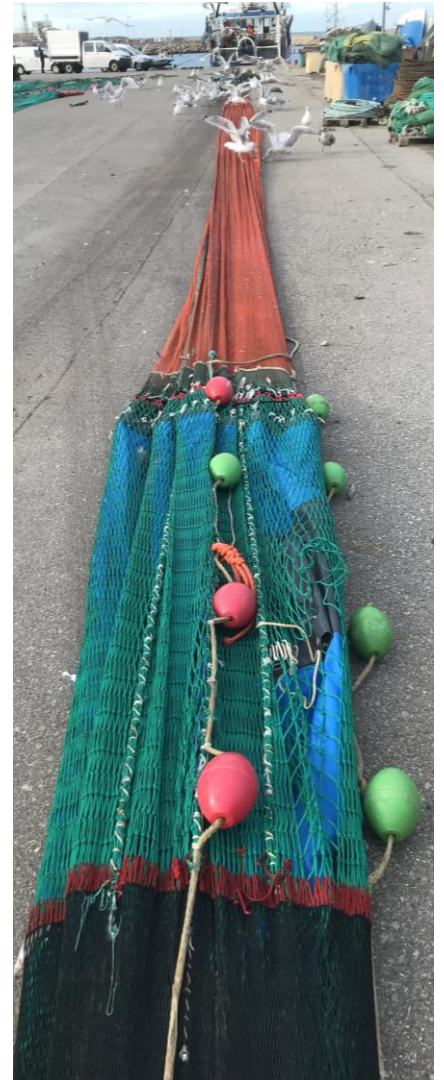
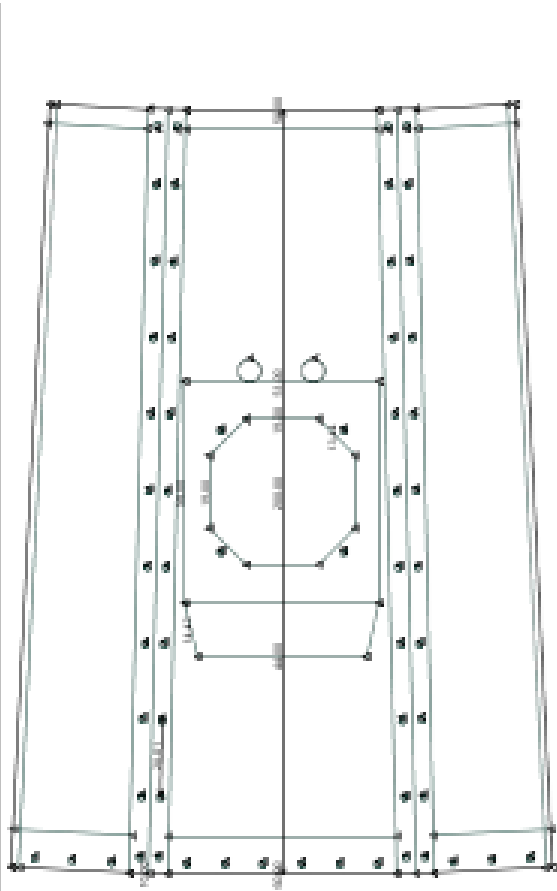




Rejefiskeri i Skagerrak (300m)



Enkel og robust kameraintegrering i redskabet



Trawlkamera monteret på kommercielle fiskefartøjer



Automatisk billedbehandling vha. af kunstig intelligens og maskinlæring

Digitalisering af fangstprocessen!



Mere komplekse fangst- sammensætninger



Eksempel på beslutningsværktøj: Jomfruummerdetektor

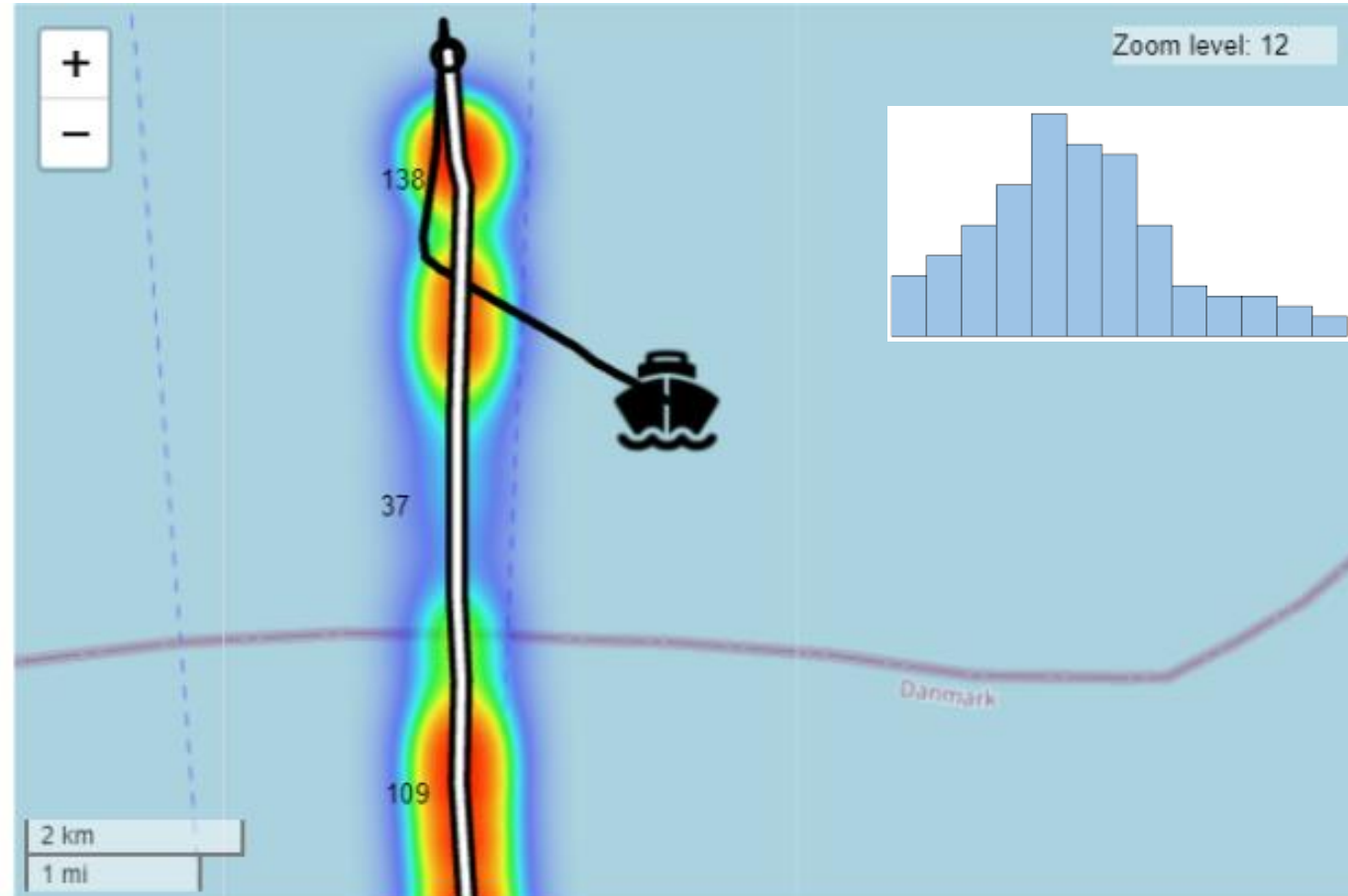
```
Processing FPS: 70  
Total Nephrops: 0  
Frame #180
```



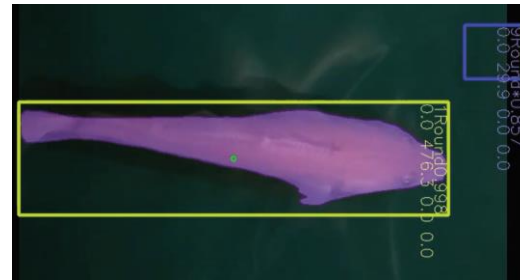
Beslutningsværktøj

Videreudvikling af hardware:

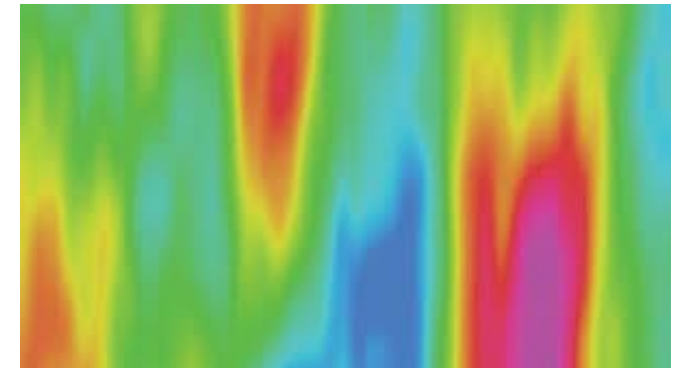
- Automatisk processering af data i kameraet
- Kommunikation af analyserede data via akustisk link til skibet



Eksempel på en teknologi-baseret løsning



Realtidskort for udbredelse af torsk



Eksempel på automatisk fangstbeskrivelse





Fiskeriet med trawl kan forbedres væsentligt

Vi digitaliserer fangstprocessen i fiskeriet – diverse styringsværktøjer

Økonomisk og økologisk driver/bæredygtighed går hånd i hånd (et mere effektivt, selektivt og kontrolleret fiskeri)

De anvendte teknologier har revolutioneret sektorer som landbruget

Giver en mere specialiseret og transparent sektor der bedre kan imødegå fremtidens krav til fiskeriet

Bilag 3.2: Physical impacts of fishing gears

physical impacts of fishing gears



Barry O'Neill

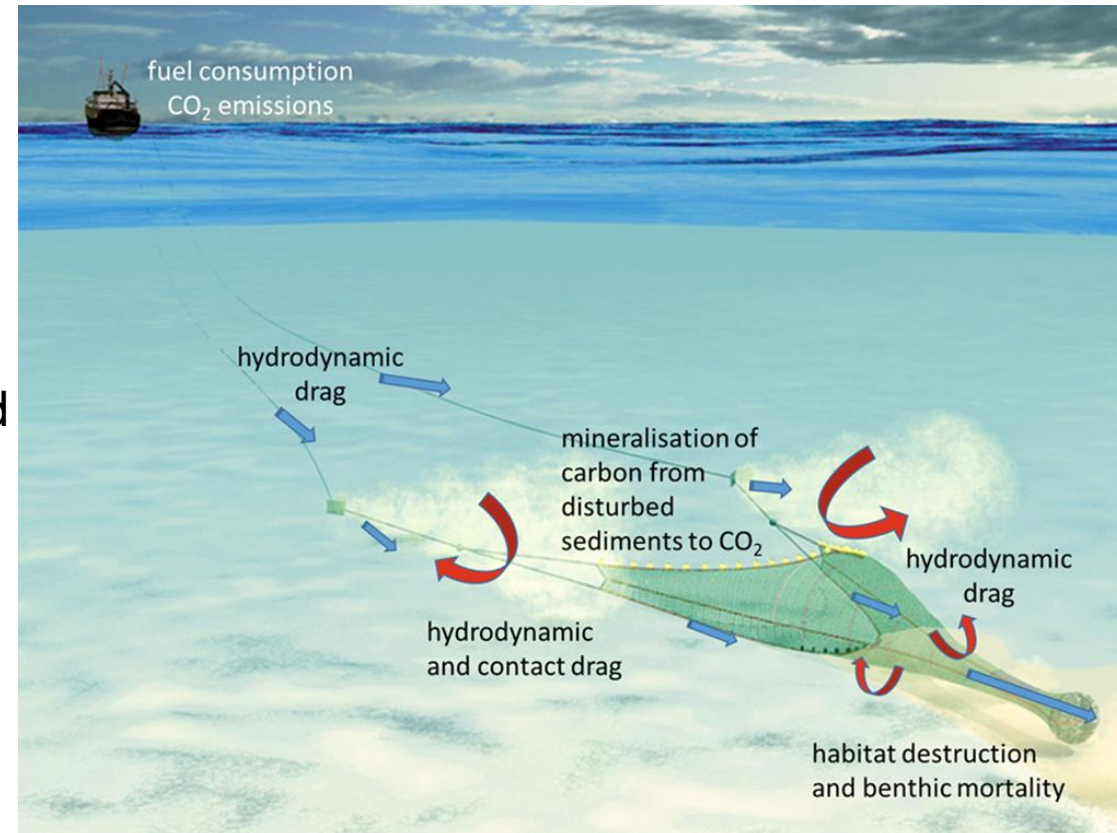
physical impacts of fishing gears

- benthic mortality, habitat modification, sediment mobilization

- CO₂ emissions from fuel consumption ~ 300 Mt p.a.

- CO₂ emissions from the release of carbon stored in the seabed ~ 100 - 1000 Mt p.a.

**CFP, MSFD, Natura 2000
2030 Climate Target Plan**



physical impacts of fishing gears

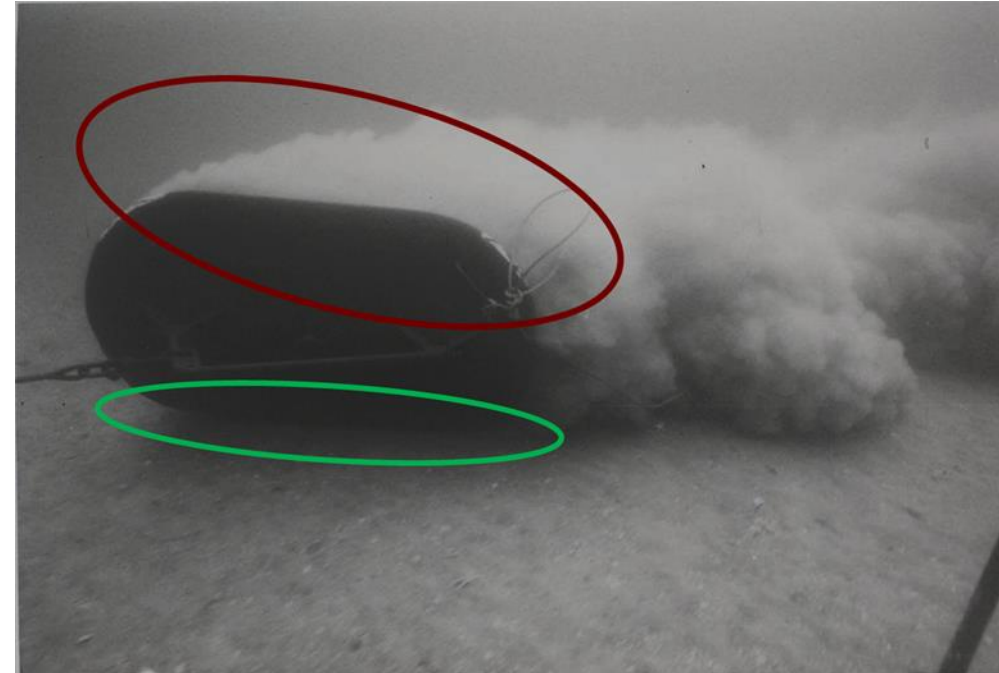
- the impacts can be classified as being either hydrodynamic or geotechnical

- *hydrodynamic*

- resuspension of sediment
 - pore water release

- *geotechnical*

- compaction
 - lateral displacement
 - penetration
 - mixing



physical impacts of fishing gears

- we are carrying out research

to develop a fundamental understanding of fishing gear hydrodynamics and seabed contact

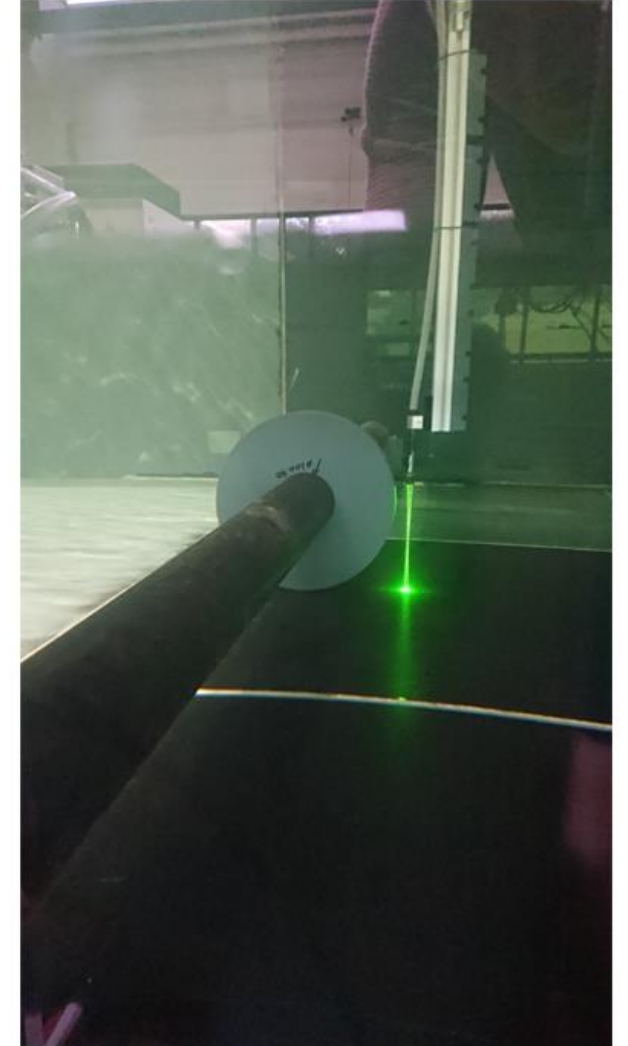
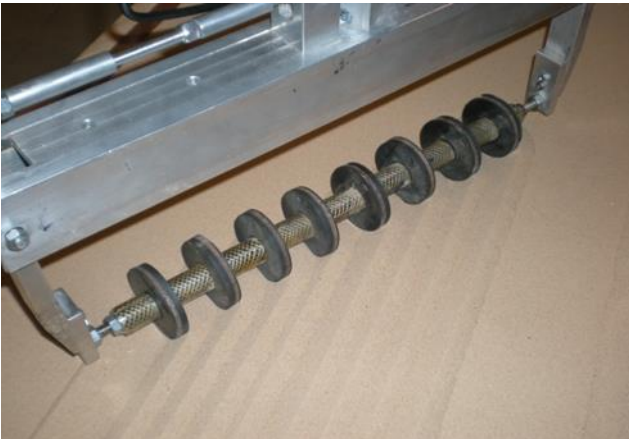
to assess and quantify impacts

to develop fuel efficient fishing gears of reduced impact



fishing gear hydrodynamics and seabed contact

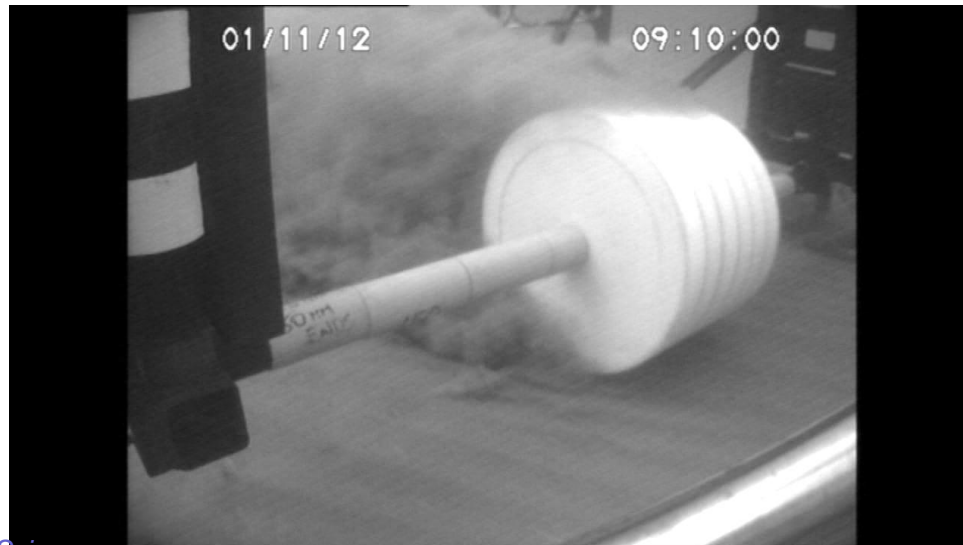
- *scale modelling – flume tank / towing tank / sand channel*
- *scale modelling – benthic sledge*
- *full scale trials*
- *numerical and computational methods*



In collaboration with Aberdeen University, SINTEF, DTU Mek

fishing gear hydrodynamics and seabed contact

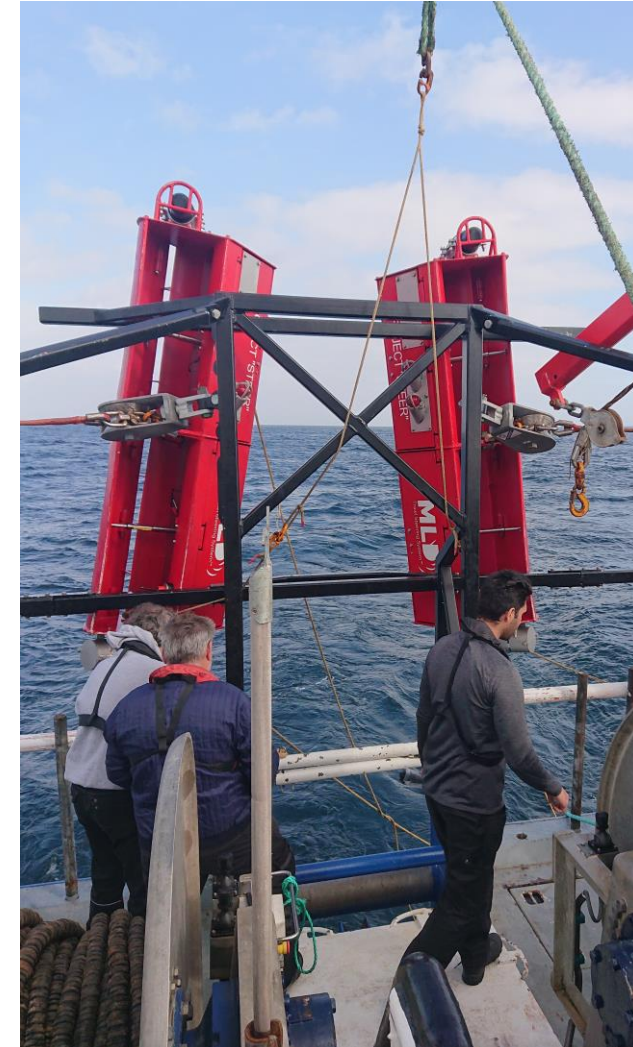
- *scale modelling – flume tank / towing tank*
- ***scale modelling – benthic sledge***
- *full scale trials*
- *numerical and computational methods*



In collaboration with Marine Scotland Science

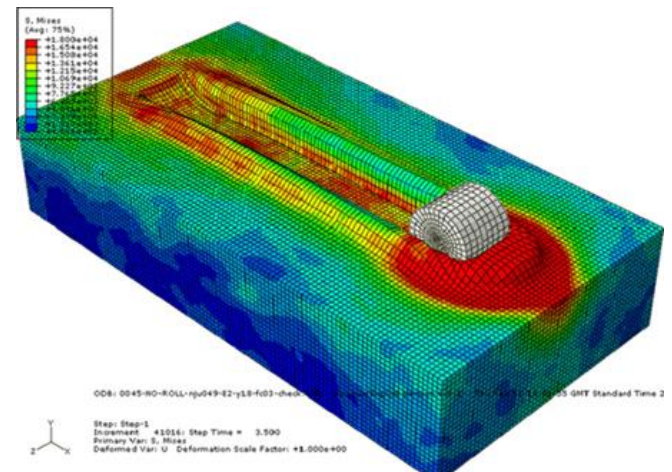
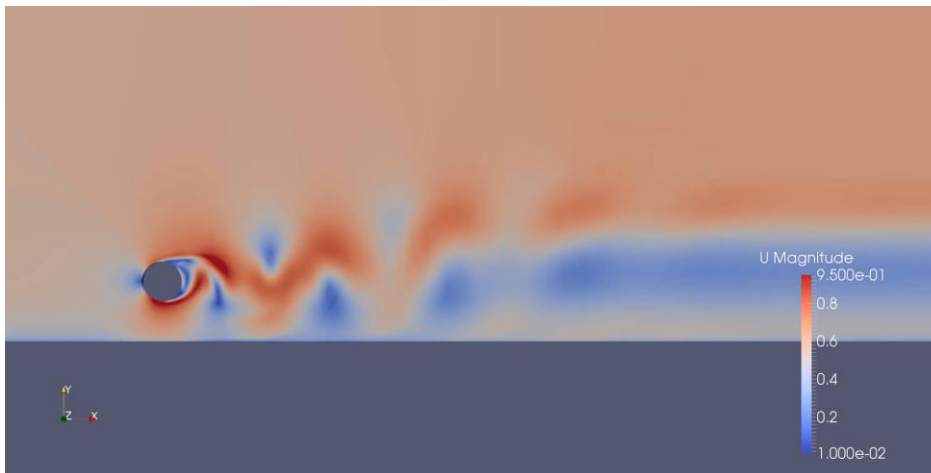
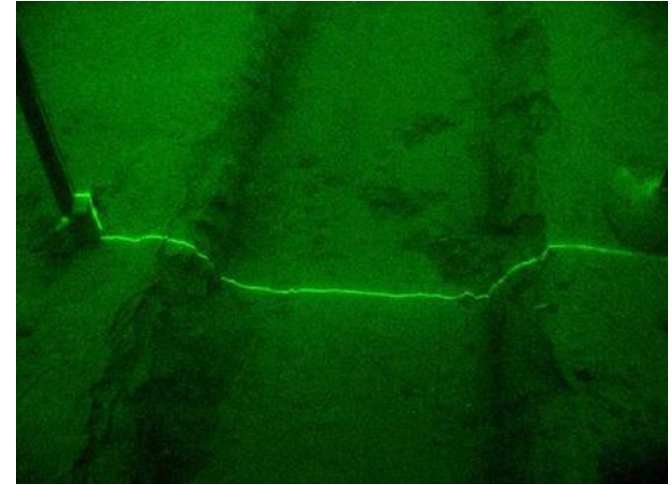
fishing gear hydrodynamics and seabed contact

- *scale modelling – flume tank / towing tank*
- *scale modelling – benthic sledge*
- **full scale trials**
- *numerical and computational methods*



fishing gear hydrodynamics and seabed contact

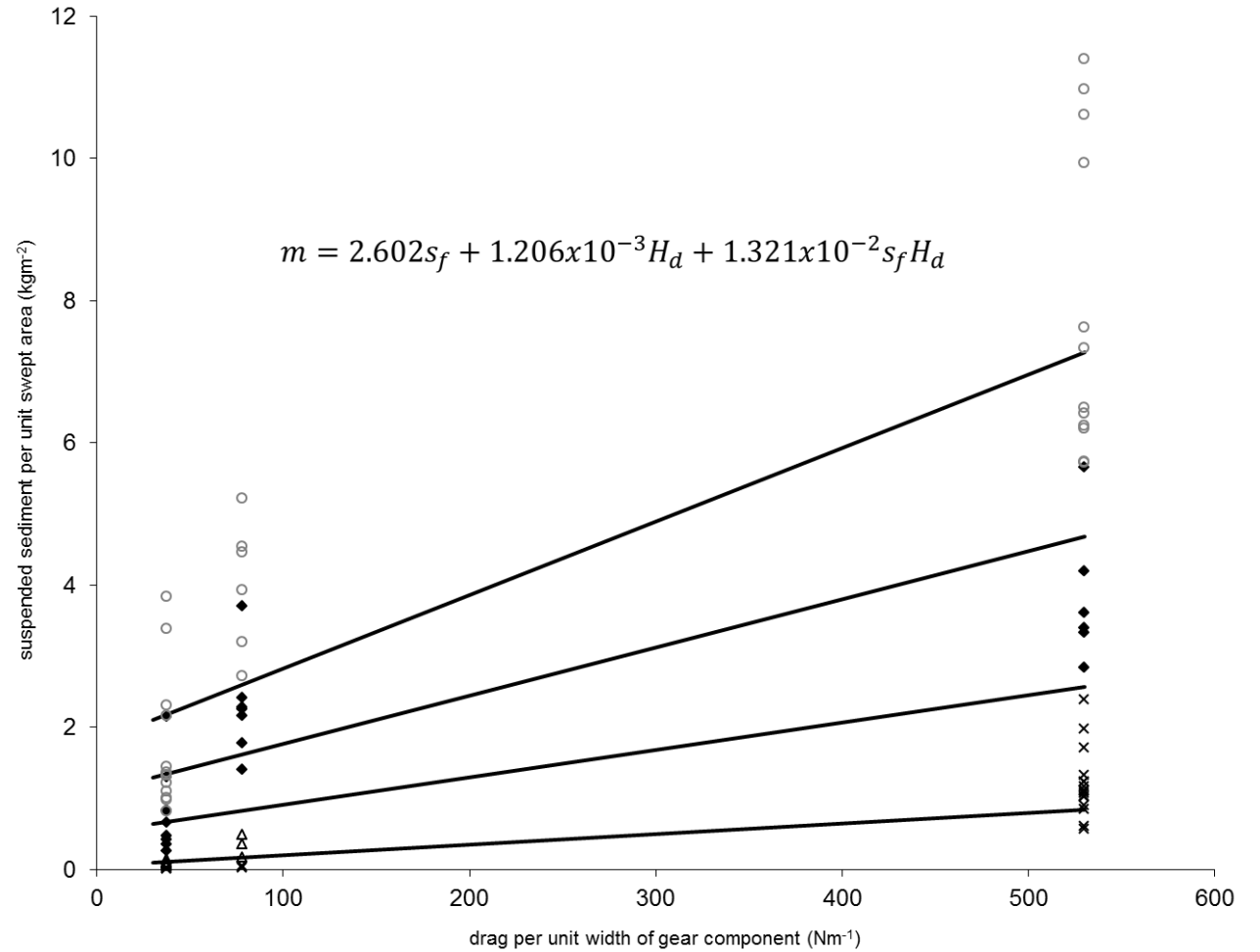
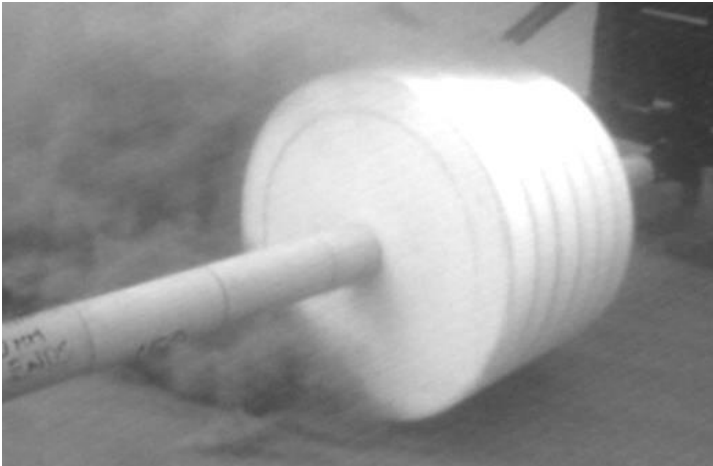
- *scale modelling – flume tank / towing tank*
- *scale modelling – benthic sledge*
- *full scale trials*
- *numerical and computational methods*



In collaboration with Rostock University, DTU Mek, Aberdeen University

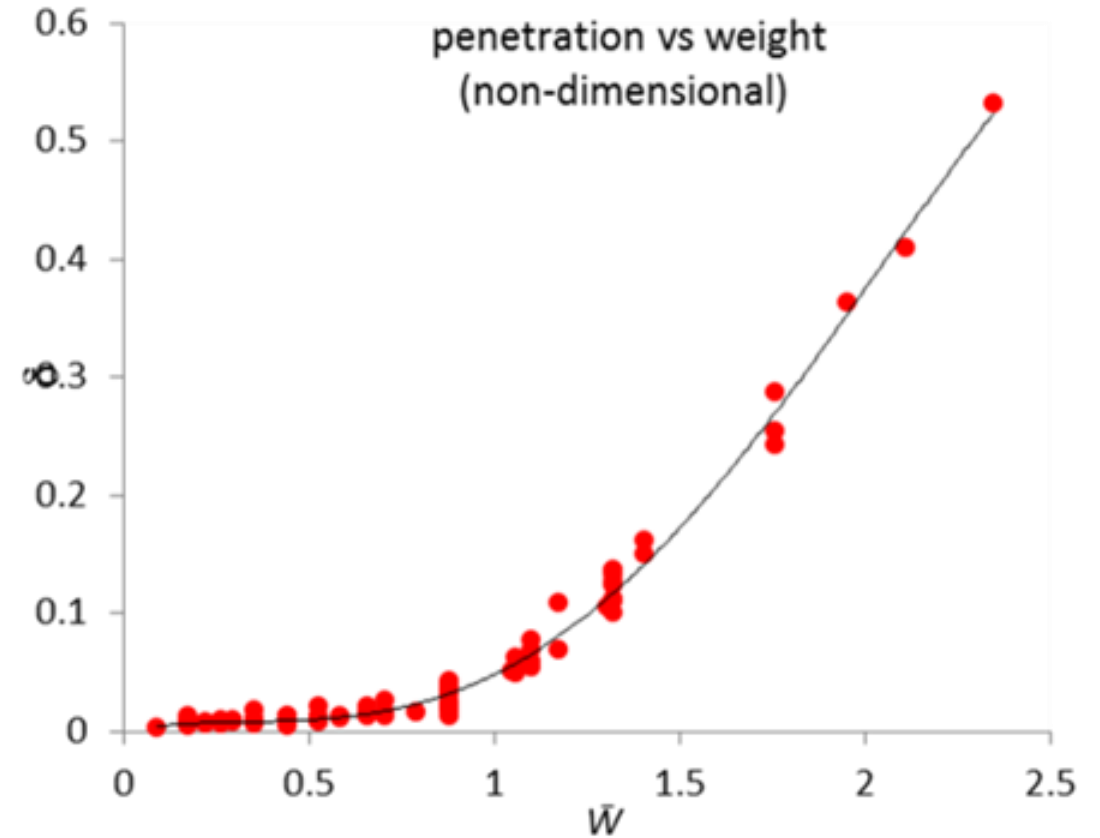
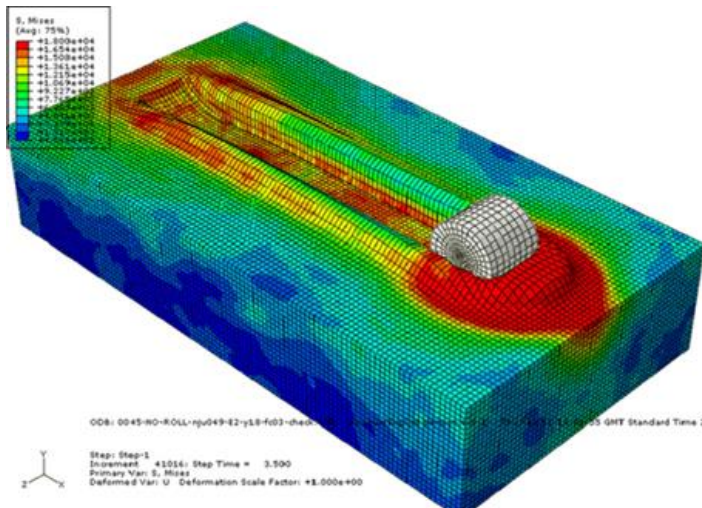
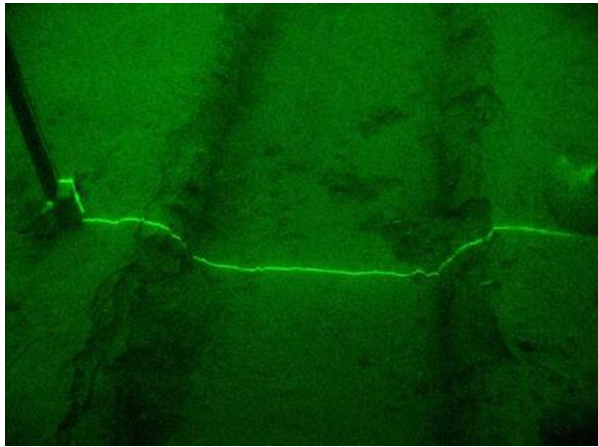
fishing gear hydrodynamics and seabed contact

- empirical and deterministic models



fishing gear hydrodynamics and seabed contact

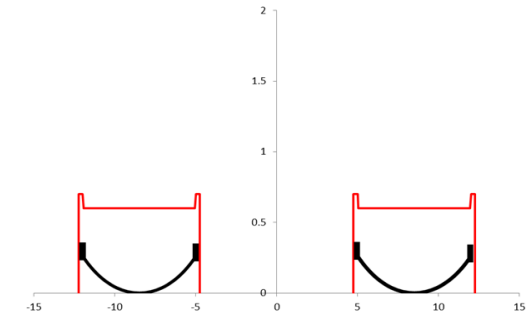
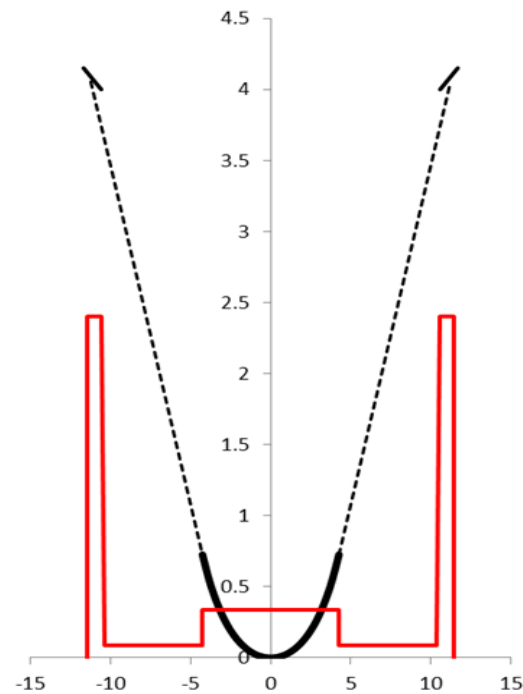
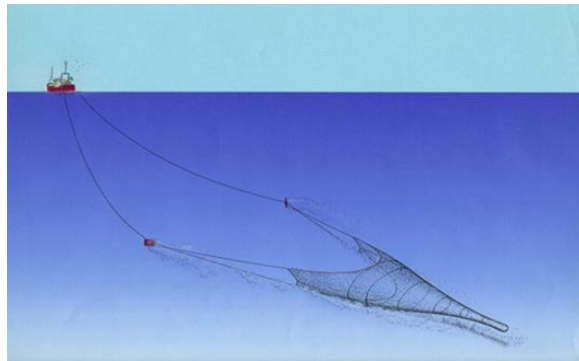
- empirical and deterministic models



assessment and quantification of physical impacts

- *rank*

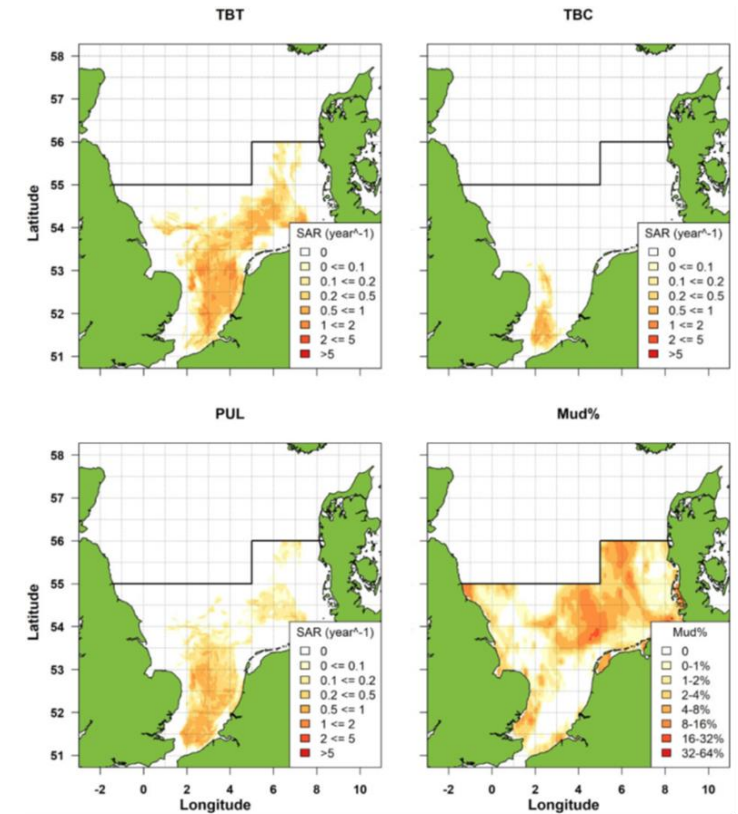
at the gear components level
between gear categories
within gear categories



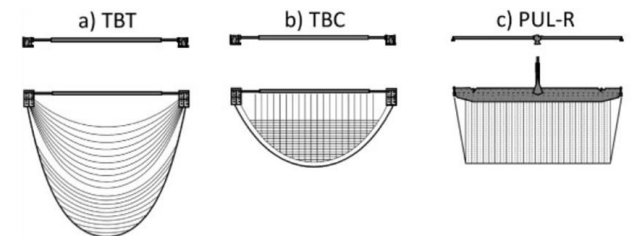
assessment and quantification of physical impacts

- fishery/fleet level

inventory of gears and gear components
 spatial data on sediment type
 spatial/temporal data on fishing effort



Rijnsdorp et al 2021



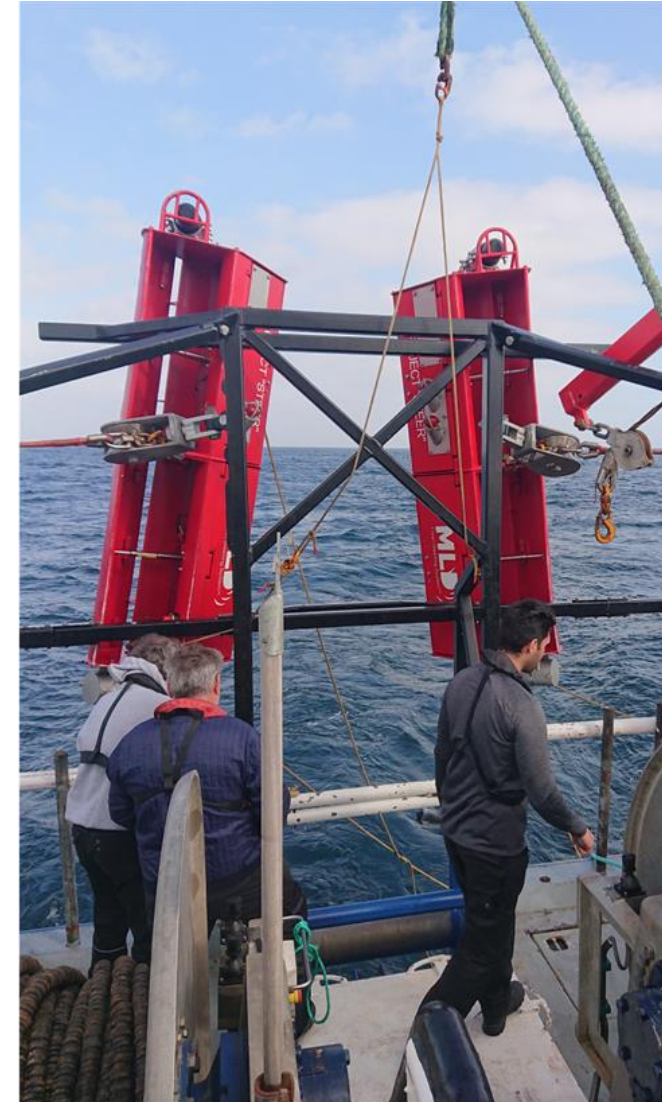
assessment and quantification of physical impacts

- *contextualize*
 - natural process: storm events, tides, etc,
 - different users: offshore renewables, mining, etc



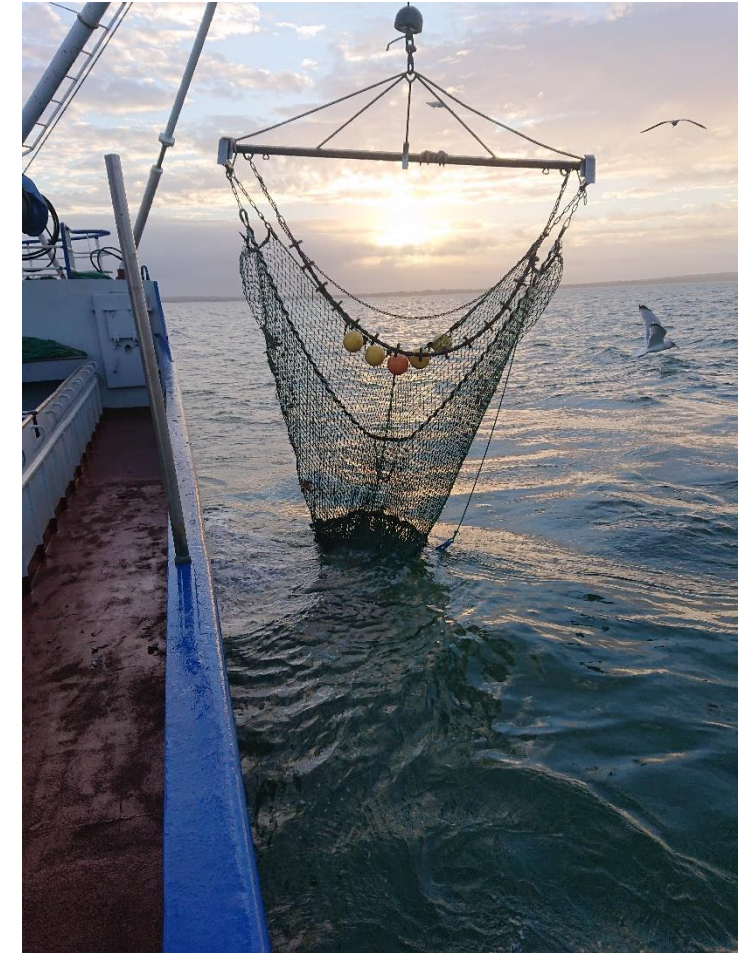
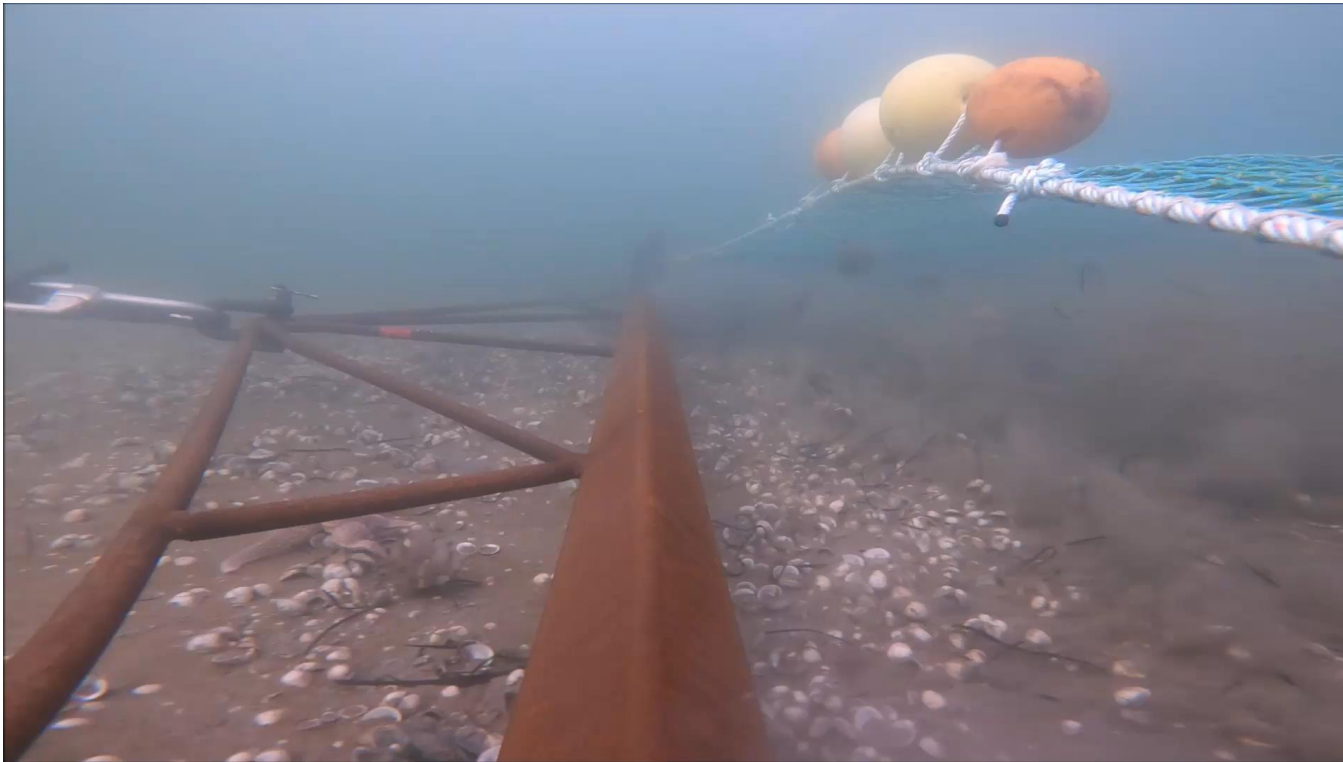
development of fuel efficient fishing gears of reduced impact

- *MLD, Esbjerg*



development of fuel efficient fishing gears of reduced impact

- *Starfish Fishery, Limfjorden*



fishing gears of reduced impact

- *In summary*

- assess, design and develop fuel efficient gears of reduced impact

- CFP, MSFD, Natura 2000, UN Sustainable Development Goals, 2030 Climate Target Plan

- HydroSel EMFF
- ReFigure EMFF
- STEER GUDP
- RightFish BlueBio

- 3 PhD students

- collaborations

- › DTU Mek, DTU Shellfish Centre, Aarhus University
- › Universities of Aberdeen, Rostock, La Coruna
- › ILVO, IMARES, IFREMER, SINTEF, CNR
- › Industry Partners: MLD, Hampidjan



DTU



Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Henrik Dams Allé
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk