



EFFEKTER AF FYSISK FORSTYRRELSE AF BUNDTRAWLING PÅ HAVBUNDENS BIODIVERSITET

Beskyttelsesbehov for den dansk havbund

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 585

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

EFFEKTER AF FYSISK FORSTYRRELSE AF BUNDTRAWLING PÅ HAVBUNDENS BIODIVERSITET

Beskyttelsesbehov for den dansk havbund

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 585

2024

Jørgen L. S. Hansen
Nikolaj Reducha Andersen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 585
Kategori:	Forskningsbidrag
Titel:	Effekter af fysisk forstyrrelse af bundtrawling på havbundens biodiversitet
Undertitel:	Beskyttelsesbehov for den dansk havbund
Forfatter(e): Institution(er):	Jørgen L. S. Hansen, Nikolaj Reducha Andersen Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © https://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	2024 30. januar 2024
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE: Sproglig kvalitetssikring:	Mikael Kristian Sejv Anja Skjoldborg Hansen Charlotte Hviid
Ekstern kommentering:	Danmarks Naturfredningsforening. Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/KommentarerSR/SR585_komm.pdf
Finansiel støtte:	Danmarks Naturfredningsforening med midler fra Velux-fonden
Bedes citeret:	Hansen, J.L.S., Andersen, N.R. 2024. Effekter af fysisk forstyrrelse af bundtrawling på havbundens biodiversitet -beskyttelsesbehov for den danske havbund Undertitel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport nr. SR585. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Effekten af bundtrawling på bundfaunasamfund i de indre danske farvande blev undersøgt i to datasæt, der hhv. dækker en tidlig og en rumlig gradient i både bundtrawling og biodiversitet. Der blev påvist signifikant negativ effekt på bundfaunaens biodiversitet samt den tæthed. Indirekte mål for bundfaunaens biomasse viser, at op mod 1 mio. tons bundfauna forsvinder fra havbundens fødekæde årligt i Kattegat. Havbunden er mest trawlfølsom i sommerperioden hvor bundfaunaens larver spredes med havstrømmene og rekrutterer havbundens levesteder. Rapporten introducerer et rekrutteringsindeks, der beskriver mellemårige variationer i rekruttering som viser, at trawling påvirker rekrutteringsprocessen. I perioden fra 1995 – 2008 forekom der et kollaps i bundfaunasamfundet, hvor tætheden, biodiversiteten og biomassen henfaldt eksponentielt over en periode på 14 år pga. manglende rekruttering. Kollapset kan knyttes til den historiske udvikling i trawlfiskeriet fra 1985 og frem i det centrale og sydlige Kattegat. Området er et sandsynligt donorområde, der rekrutterer bundfaunaen i det øvrige Kattegat via spredning af larver med havstrømmene. En generel bæredygtig udnyttelse af havarealet med en øvre begrænsning for trawlintensiteten, er en forudsætning for at kunne prioritere placering af 30 % beskyttet havareal.
Emneord:	Bundtrawling, VMS, biodiversitet, bundfauna, Kattegat, økosystemservice, fødekæder, larveplankton
Foto forside:	Mikael Sejv
ISBN: ISSN (elektronisk):	978-87-7156-843-1 2244-9981
Sideantal:	59

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	10
1 Introduktion	12
2 Datagrundlag og analysemetoder	17
2.1 Afgrænsning af områder og bundtyper	17
2.2 Bundfaunadatasæt	18
2.3 Analyse af VMS-data	19
2.4 Kvalitets- og biodiversitetsmål	21
2.5 Samfundsanalyser	21
2.6 Rekrutteringsindeks	22
3 Fordeling af bundtrawling i tid og rum	23
3.1 Habitatselektivitet og bundtrawlet areal i Kattegat	23
3.2 Bundtrawloverstrøget areal ratio, SAR	23
4 Bundtrawleffekter på bundfaunasamfund	28
4.1 Opdeling af bundfaunaen i operationelle samfund	28
4.2 Referenceværdier for biodiversitet og miljøkvalitet	29
4.3 Langtidsudviklingen i bundfaunaen i Kattegat	30
4.4 Effekter af bundtrawling på bundfaunaen	31
4.5 Bundtrawleffekter på rekruttering	35
4.6 Tidslig udvikling af rekruttering	37
4.7 Historisk udvikling i bundtrawling og biodiversitet	39
5 Tolkning og diskussion af resultater	44
5.1 Måling af bundtrawleffekter	44
5.2 Lokale bundtrawleffekter på biodiversitet og økosystemer	45
5.3 Betydningen af metapopulationer for trawleffekter	46
6 Beskyttelsesbehov for den danske havbund	49
6.1 Strengt beskyttede områder (10 %)	49
6.2 Beskyttede områder (30 %)	50
6.3 Bæredygtigt udnyttet havareal (100 %)	51
7 Referencer	53
Appendix 1	59

Forord

På samme måde som på landjorden, så behøver naturen på havbunden plads, fravær af forstyrrelse og et rent vandmiljø for at kunne opretholde artsrige dyre- og plantesamfund, og dermed udfylde det naturlige potentiale for biodiversitet i de danske farvande. Men, den danske havbund er i stigende grad udsat for fysisk forstyrrelse fra råstofindvinding, anlægsarbejder og fiskeri med slæbende redskaber. Tilsammen har disse aktiviteter gennem tiderne sandsynligvis påvirket og ændret den danske havbund markant i forhold til en oprindelig og uforstyrret tilstand. Blandt de mange presfaktorer er fiskeri med bundslæbende redskaber langt den mest udbredte form for forstyrrelse af havbunden. Bundtrawlingen foregår især på de forskellige typer af sedimentbund (blød bund), der også er de mest udbredte bundtyper i de danske farvande. Men selvom sedimentbunden er den mest udbredte, så er det samtidigt den mindst beskyttede biotop. I regi af Habitatdirektivet, er kun få bundtyper, som fx stenrev, havgrotter, boblerev mfl., omfattet af et egentligt trawlforbud. Disse levesteder udgør samlet set et meget lille areal, der ikke er repræsentativt for den danske havbund. Under havstrategidirektivet, blev der i 2015 dog udpeget 7 områder med sedimentbund i Kattegat. Her blev beskyttelsen mod bundtrawling effektueret i 2023. I Biodiversitetsrådets seneste samlede opgørelse over beskyttelsen af den danske havbund (Biodiversitetsrådet 2023) fremgår det således, at selvom det danske havareal rummer mange forskellige former for naturbeskyttelse, så er det kun 1,9 %, som er fredet mod bundslæbende redskaber. Dette areal udgør ikke et repræsentativt udsnit af de forskellige levesteder på havbunden. Den nuværende beskyttelse af havbunden ligger således langt fra målsætningen om 30 % beskyttet natur og herunder 10 % strengt beskyttet natur.

Der findes talrige studier, der dokumenterer generelle negative konsekvenser af bundtrawling på havbundens levesteder og biologiske samfund. Men, der er langt færre studier, der dokumenterer effekten af at beskytte havbunden. Ud fra de studier, der er lavet, er det tillige svært at sige, om de kan overføres til danske forhold. Der foreligger derfor meget lidt konkret viden om konsekvenserne af at beskytte 30 % af havbunden i forhold til at øge biodiversiteten og genoprette havets økosystemservices. Denne manglende viden skyldes især to forhold: For det første har trawlingen foregået i lang tid før man begyndte en systematisk overvågning af havbundens biodiversitet og referencetilstanden er derfor ukendt (dvs. sammensætningen af den oprindelige bundfauna og udformningen af de oprindelige levesteder). For det andet, har der manglet detaljeret kendskab til bundtrawlfiskeriets rumlige fordeling og derfor har man ikke kunnet knytte udviklingen i havbundens biodiversitet til bundtrawlingen i tid og rum. I prioriteringen af beskyttede områder, står man således med dilemmaet om man skal prioritere de områder, der har den højeste biodiversitet i nutiden vel vidende, at disse områder ikke nødvendigvis har det højeste potentiale for biodiversitet (dvs. biodiversitetens referenceværdi). Øresund fremdrages ofte som et eksempel på høj naturkvalitet som følge af, at bundtrawlingen her blev forbudt i 1933 pga. skibstrafikken gennem området. Det er derfor muligt, at den samlede biodiversitetsgevinst kan blive højere ved at beskytte andre områder med højere potentiale selvom deres nuværende status er ringere end i Øresund.

Fra 2002-2005 blev VMS-overvågningen af fiskefartøjer større end 15 m implementeret. VMS-overvågningen er en satellit-baseret overvågning, som gør

det muligt, at følge den rumlige fordeling af fiskeriet og sammenholde disse data med data for havbundens dyre- og planteliv. Aarhus Universitet (DCE) fik adgang til fiskeristyrelsens data, og er dataholder af disse siden 2022 (dog med undtagelse af de såkaldte "black box" data, der vedrører fiskeri med skrab efter muslinger).

Dette projekt, der er samfinansieret med Danmarks Naturfredningsforening med støtte fra Velux-fonden, undersøger bundtrawleffekter på bundfaunaen i de indre danske farvande ved at sammenholde VMS-data med bundfauna-data fra de danske overvågningsprogrammer i perioden 1985 - 2021. Projektet har desuden modtaget støtte fra EU-projektet "OBAMA-NEXT" til datakvalitetssikring og til at udvikle et indeks for rekruttering. Da manglende viden om referencetilstanden for bundfaunaen i de danske farvande, er et problem i forhold til at forudsige effekten af beskyttelse af havbunden, gives der i projektet, et bud på referenceværdier for biodiversitet og miljø- og økologiske kvalitetsindeks i de indre danske farvande. Undersøgelsen fokuserer på de åbne indre danske farvande, og på de økologiske processer som bundtrawlingen påvirker. Al anvendelse af ordet trawl referer til bundtrawling i denne rapport. De kystnære områder er ikke medtaget på grund af det manglende detail-kendskab til muslingeskrab.

Effekter af bundtrawling på fødekæder og økosystemservices indgår som en mindre del af arbejdet i henhold til projektbeskrivelsen, men rapporteres ikke i denne version af rapporten grundet, at denne del afventer særskilt fagfællebedømmelser.

Sammenfatning

Effekten af bundtrawling på bundfaunaens biodiversitet, tæthed, biomasse og rekruttering blev undersøgt i to datasæt, der dækker hhv. den tidslige og den rumlige variation i de åbne indre danske farvande i perioden 1985 – 2021. På baggrund af fiskeristyrelsen VMS-data (Vessel Monitoring System), blev den eksakte trawlintensitet beregnet indenfor en radius af 250 m omkring hver station og udtrykt som antal trawloverstrygninger af arealet pr. år og pr. måned (SAR, Swept Area Ratio). Der blev anvendt VMS-data fra perioden 2005 – 2022. De undersøgte stationer repræsenterer to overordnede habitattyper, dels mudderbunde på dybt vand under saltspringlaget, og dels sandbunde over saltspringlanget. I den undersøgte periode, har langt den største bundtrawlaktivitet været målrettet jomfruhummer på den dybe mudderbund, i et område der dækker 9.000 - 10.000 km² der hovedsageligt er beliggende i Kattegat. I overensstemmelse med tidligere undersøgelser viste analyserne, at bundfaunaens diversitet, tæthed og biomasse er signifikant negativt korreleret til bundtrawlintensiteten. Hver overtrawling af bunden reducerer den samlede tæthed af dyr med 11-16 %. I 2021 blev de undersøgte stationer på den dybe mudderbund i gennemsnit trawlet 3,6 gange. Den trawlfrekvens svarer til, at ca. 40 % af dyrene/individerne dør i løbet af et år. Artsrigdommen, målt som antal arter pr. hapsprøve (S_i) faldt med ca. 8 % pr. overtrawling i perioden 2005–2021 og med 14 % pr. overtrawling i det datasæt, der dækker en rumlig trawlgradient. Under antagelse af at bundfaunaens biodiversitet er i ligevægt med den gennemsnitlige trawlintensitet på de enkelte stationer i perioderne 2005-2013 og 2014-2021, blev artsrigdommen i de to perioder reduceret med henholdsvis 15 % og 26 % pr. overtrawling pr. år i forhold til en situation uden trawling. Biodiversitetsmålene; antal arter pr. prøve og Shannon-diversiteten, var de mest trawlfølssomme biodiversitetsmål sammen med miljøkvalitetsmålet DKI (Dansk Kvalitets Indeks), der også anvender Shannondiversitet i indeksberegningen. De observerede reduktioner i bundfaunaens biodiversitet pr. overtrawling, skal ses i forhold til, at de fleste observationer kommer fra områder, der i udgangspunktet er kronisk trawlede, idet effekten af at bundtrawle et helt urørt område forventes at være større.

Bundtrawlingens påvirkning af bundfaunaens biomasse blev ikke undersøgt eksplicit, men størrelsesordenen kan sandsynliggøres ved, at antage proportionalitet mellem tæthed og biomasse. Her vil en reduktion på 16 % pr. overtrawling, som et groft overslag, svare til en reduktion på ca. 50 gr. vådvægt m⁻². Med en trawlintensitet på 3,6 år⁻¹ som i 2021 fordelt på et samlet trawlet areal på 10.000 km² svarer det til et årligt bundfaunabiomassetab fra den benthiske fødekæde på >1 mio. tons vådvægt pr. år i de indre danske farvande.

Ved at undersøge effekten af bundtrawling over sæsonerne blev det fundet, at den bundtrawling, der foregår i sommerperioden, har størst negativ effekt på bundfaunaens biodiversitet. Resultatet tyder derfor på, at bundtrawling har en negativ indvirkning på bundfaunaens reproduktion og rekruttering, der foregår om sommeren. På baggrund af et nyudviklet indeks for rekruttering, blev der fundet en signifikant negativ korrelation mellem bundtrawlintensiteten og størrelsen af den rekruttering, der efterfølgende registreres til bundfaunasamfundet det efterfølgende forår. Anvendelsen af dette indeks, er en uafhængig verifikation af, at bundtrawlingen påvirker reproduktion og/eller larveplanktonnets evne til at rekruttere bundfaunasamfundet. Dette resultat kan også forklare, hvorfor arterne tilsyneladende har en ensartet

følsomhed overfor trawling til trods for de mange forskellige tilpasninger og biologiske træk, idet små og ny-rekrutterede individer på tværs af arter har det tilfælles, at de findes i overfladesedimentet hvor de er mest udsatte for bundtrawling.

Dette studie har påvist at rekruttering spiller en afgørende rolle for dynamikken i bundfaunaens biodiversitet og studiet understøtter tidligere hypoteser om, at dele af bundfaunasamfundene i de indre danske farvande består af metapopulationer, der er afhængig af import af bundfaunalarver fra donorområder, for at kunne opretholde deres biodiversitet. Opretholdelsen af biodiversiteten på den enkelte station afhænger dels af mængden af larver der bundfælder sig på stationen og dels af deres efterfølgende overlevelse. Da bundtrawling påvirker rekruttering, vil mængden af larveplankton derfor være påvirket af den regionale bundtrawlintensitet mens den efterfølgende overlevelse af larverne på havbunden vil været påvirket af den lokale bundtrawlintensitet. Det er på den baggrund konkluderet, at bundfaunaens biodiversitet kan være påvirket af bundtrawling, der foregår et andet sted, og i særlig grad være påvirkelig af bundtrawling der foregår i et donorområde.

I perioden 1995 til 2008 skete der et markant fald i bundfaunaens biodiversitet, tæthed og biomasse i hele Kattegatområdet. Udviklingen, som betegnes som et kollaps pga. det geografiske omfang, forekom synkront på samtlige stationer i Kattegat. Bundfaunaens tæthed faldt med en konstant rate over en 14-årig periode. Stationerne på den dybde bløde mudderbund oplevede det største fald, hvor tætheden i periodens løb nåede ned under en fjerdedel, mens de lavvandede og sandede stationers individtæthed og biodiversiteten nåede ned på ca. det halve. Modellerede værdier for bundtrawlintensiteten i seks ICES-rektangler, der dækker den dybde mudderbund i Kattegat fra perioden 1985 til 2004 viste en signifikant negativ korrelation med bundfaunaens artsrigdom. Analyser af bundfaunaens artssammensætning og responser til bundtrawling i forskellige områder viste desuden, at den negative udvikling i biodiversiteten i særlig grad kunne knyttes til bundtrawlaktiviteten i det centrale og sydlige Kattegat. Det er områder, som i tidligere studier har været udpeget som donorområder for Kattegat, Bælthavet og Øresund. Det anses derfor for sandsynligt, at det førømtalte kollaps i bundfaunaen, helt eller delvist, var forårsaget af en generelt høj trawlintensitet, der påvirkede den regionale rekruttering af bundfaunaen negativt i et omfang, hvor den årlige rekruttering ikke kunne kompensere den årlige dødelighed (som følge af trawling og naturlige årsager). Resultatet var, at bundfaunasamfundet henfaldt med en konstant rate.

Effekten af bundtrawling hvor op til halvdelen af faunaen dør med den nuværende bundtrawlintensitet over et område på 9.000 - 10.000 km² i Kattegat, understreger behovet for at beskytte havbunden for at genskabe dens biodiversitet og økosystemservices. Som noget nyt, har dette studie sandsynliggjort, at den generelle bundtrawlintensitet kan have negative konsekvenser i områder, der ikke bliver bundtrawlet. Det antages at ske når grænser, der sandsynligvis er artsspecifikke, overskrides for hvor stor en arealandel af et område, der kan bundtrawles uden at der opstår kaskade-effekter på det benthiske økosystem.

I forhold til beskyttelsen af biodiversitet og økosystemfunktioner og -services anbefales det, at de 30 procents beskyttede områder som minimum indbefatter bundtrawlforbud. Områderne bør være store og sammenhængende og bør placeres i områder, der identificeres som donorområder for larveplankton.

Mulige områder kan være det sydlige Kattegat, den vestlige Østersø syd for Langelandsbæltet og nord for Læsø Rende m.fl. Beskyttelse af 30 % af havbundsarealet garanterer dog ikke nødvendigvis, at tabet af biodiversitet og økosystemservices stopper. Det er nødvendigt at sikre en bæredygtig udnyttelse af de resterende 70 % af havbundsarealet. Det anbefales derfor at ændre forvaltningspraksis og lægge begrænsninger på det areal, der kan trawles pr. fangstkvote i stedet for kun at begrænse kvoterne. Andre begrænsninger kan være 1) sæsonlukninger i sommerperioden for at minimere effekter på bundfaunaens rekruttering 2) øjeblikkelig lukning af bundtrawlfiskeri i forbindelse med iltsvind hvor bundfaunen koncentrerer sig i overfladesedimentet og hvor bundtrawlingen kan blande giftig svovlbrinte op i den bundnære vandmasse.

Denne undersøgelse forholder sig ikke til placering af de 10 % strengt beskyttede områder, men forudsætter, at de økosystemelementer der ikke er berørt af bundtrawling tilgodeses med relevante beskyttelsestiltag indenfor 10 % af havarealet.

Summary

The effect of bottom trawling on softbottom fauna communities was assessed in two datasets covering the spatial and temporal biodiversity distribution in the inner Danish waters during 1985 – 2021. Based on VMS-data (Vessel Monitoring System), the exact bottom trawling intensity, in terms of Swept Area Ratio (SAR), was calculated within a 250 m radius of each of the assessed stations. The bottom trawling intensity was estimated for the period 2005 – 2021. The stations represented two different overall habitat types; deep mud bottoms situated below the halocline and sandy bottoms above the halocline. During the assessed period, bottom trawling in the inner Danish waters almost exclusively targeted the Norwegian lobster, *Nephrops norvegicus*, where the main bottom trawling activity occurred in a 10.000 km² area in the deep central part of Kattegat. In accordance with previous studies of bottom trawling, this study showed significant negative correlations between the bottom trawling intensity and the diversity, abundance, and biomass of the benthic fauna. The regression analysis suggests that each trawl event reduced the abundance of the benthic fauna with between 11 % and 16 %. It was estimated that in 2021 the stations on the mud bottoms were on average swept by trawl 3.6 times and thereby the total annual mortality due to trawling is about 40 % of total abundance in the trawl-affected areas. On average the species richness declined with 8 % per trawl event in the period from 2005 – 2021 and by 14 % per trawl event in spatial trawl gradient. By assuming steady state between the long-term trawling intensity and the species richness in the periods 2005-2013 og 2014-2021, the reductions per trawling event were 15 % and 26 % respectively. Amongst the other biodiversity indices, the Shannon-diversity was the most responsive to bottom trawling activities together with the environmental quality index, DKI.

The effect of trawling on the benthos biomass was not assessed explicitly. However, if it follows the decline in abundances proportionally a 16 % reduction will equal about 50 g wet weight per square meter, per trawl event. Assuming 3.6 trawl events in a 10.000 km² the loss of biomass from the Kattegat benthic food web may be up to 1 million tons wet weight år⁻¹.

The effect of bottom trawling on the benthic biodiversity depends on the season where the bottom trawling occurs. Regression analysis showed that the summer season is the most critical period for the benthos to be trawled. It is hypothesized that bottom trawling disrupts the reproduction and larval recruitment which occurs in the summertime. A newly developed recruitment index showed that the number of recruits in the fauna community was significantly negatively correlated to the trawl intensity in the previous year. The latter is an independent verification that trawling affects recruitment processes.

This study supports previous hypothesis, that benthic communities in the inner Danish waters partly consists of metapopulations dependent on meroplanktonic larval import from adjacent donor areas. Furthermore, this study shows that the local maintenance of the biodiversity is positively correlated to the regional biodiversity, which in turn, are affected by regional bottom trawl intensities. Bottom trawling therefore influences benthic communities outside trawled areas.

In the period between 1995 and 2008 the benthic fauna communities in the Kattegat underwent a dramatic reduction. During that 14-years period the diversity, abundance and biomass of the fauna declined exponentially with a constant rate across the entire area of the inner Danish waters and eventually the fauna community was in a state of collapse. After the decline, diversity, abundances and biomass was less than a quarter of the initial level on the deep muddy bottoms. The corresponding values on the shallow sandy bottoms were reduced to half of the starting values. The bottom trawl intensity for the period 1985 - 2004 was reconstructed from modelling of logbook data for each of six ICES-squares covering the central Kattegat area. The biodiversity of the fauna stations inside five of the six ICES-squares showed a significant negative correlation (the non-significant squares had a P-value = 0.07) with annual modelled SAR-values. The biodiversity in the northernmost ICES-squares in the Kattegat, showed a closer relationship with trawling in the southern and central Kattegat, than the trawling in the same ICES-square. The central and southern Kattegat has previously been suggested to function as a potential donor area for larval plankton and analysis of the community similarity show that the similarity between this area and adjacent areas in the inner Danish waters showed decreasing similarity with increasing distance from this area. Based on this analysis, it is argued, that the collapse in benthic fauna may have been caused by high bottom trawling intensity in this area during the mid-1990'ties. The proposed mechanism involves reduced larval production in the donor area leading to reduced recruitment to an extent where mortality in the fauna community exceeded recruitment.

The documented bottom trawling effect on the benthic community, where up to half of the benthic fauna is lost from the benthic food web, in an area of up to 10.000 km², emphasizing the need for establishing protected areas to preserve biodiversity and ecosystem services. As a new perspective this study suggests that bottom trawling could even affect biodiversity of sessile benthic communities outside the bottom trawled areas.

It is recommended that at least 30 % of the Danish seafloor area should be protected. These protected areas should, as a minimum, include a bottom trawl ban. The 30 % seafloor area should also be distributed in large coherent areas with a maximum overlap with donor areas. However, it is also necessary to implement measures within the remaining 70 % of the area to avoid collapses in the food web structure. One way to adopt an ecosystem-based approach in the fishery management could be to put an upper limit of the affected seafloor area per quotas of benthic fish stocks. Another recommendation could be to implement bottom trawl bans in the summer season and to stop trawling in advance of oxygen depletion events where the infauna moves toward the sediment surface and becomes more vulnerable to bottom trawling.

1 Introduktion

Biodiversiteten i og på havet er under pres af klimaforandringer, overudnyttelse af fiskebestande, bifangster, jagt, fysisk forstyrrelse af havbunden, forurening og eutrofiering m.m. Udviklingen og status for biodiversiteten i de danske farvande følger således et generelt mønster, der også ses på globalt plan, hvor man oplever en biodiversitetskrise. I de danske farvande, er det dog især den del af biodiversiteten, der er knyttet til havbunden som er under særligt pres. Andre dele af biodiversiteten, der har oplevet et mindsket pres, er i en anderledes positiv udvikling. Det gælder de store rovdyr i toppen af fødekæden som fx blåfinnet tun, havørn, gråsæl, sule m.fl., der tidligere har været udryddet eller forsvundet fra de danske farvande, men som nu er vendt tilbage. Disse positive eksempler understreger det store potentiale, der er for biodiversitet i de danske farvande hvis presset på bestande og levesteder mindskes (*Hansen 2021*). De tre grundlæggende forudsætninger for en rig natur med høj biodiversitet på havbunden er et godt vandmiljø, at der er plads og at uforstyrrede forhold giver arter og økologiske processer ro til at skabe vild natur. Men spørgsmålet er hvor stort kravet til plads på havbunden er for at kunne stoppe tabet af biodiversitet? Hvad er tålegrænserne for forstyrrelse for økosystemerne og de biologiske samfund på havbunden? Disse er de centrale spørgsmål, der skal besvares. Dvs. hvor store arealer skal beskyttes? Hvordan skal de beskyttes og hvor skal de placeres?

Den nuværende beskyttelse af arter og levesteder på havbunden lever ikke arealmæssigt op til de konventions- og EU-direktivbundne målsætninger som Danmark har tiltrådt. Selvom der i Havplanen er udlagt store arealer med en eller anden form for beskyttelse (indenfor den eksklusive økonomiske zone, EEZ), så viser den seneste opgørelse fra Biodiversitetsrådet (2023) at kun 1,9 % procent af havbunden er strengt beskyttet og dermed inkluderer beskyttelse mod fysisk forstyrrelse af havbunden. I resten af de beskyttede områder gælder beskyttelsen kun de arter eller specifikke levesteder, der har udgjort udpegningsgrundlaget. Det betyder fx at hvis det er en havfugl, der udgør udpegningsgrundlaget, så er det fødegrundlag, der måtte være på havbunden, og som måske er årsagen til at arten er i området, ikke nødvendigvis beskyttet.

Levestederne og de biologiske samfund på havbunden i de danske farvande rummer naturligt et rigt og mangfoldigt samfund af hvirvelløs bundfauna. I de bundprøver, der hvert år indsamles fra de åbne indre danske farvande og som samlet set udgør få kvadrater, finder man således mere end 500 arter fra vidt forskellige dele af dyreriget. Men, det er ikke kun havbundens rige biodiversitet der er beskyttelsesværdig. Bundfaunaen spiller en kritisk rolle som fødegrundlag for fiskeproduktionen i de danske farvande. Det har man anerkendt siden begyndelsen af det forrige århundrede hvor CGJ Petersen kortlagde havbundens "bonitet" (dvs. egnethed, kvalitet) netop med henblik på at vurdere fødegrundlaget for fisk (Petersen 1913). Hans konceptuelle rationale er afspejlet i EU's overordnede økosystembaserede tilgang til forvaltning af medlemslandenes havområder. I forhold til bundfauna er denne politik især konkretiseret i Havstrategidirektivet, der både indeholder deskriptorer for biodiversitet generelt (D1), for fødekædestrukturer (D4) og for havbundens integritet (D6). Sidstnævnt deskriptor kæder beskyttelsen af økosystemprocesser og biodiversitet sammen og foreskriver, at de fysiske levesteder på havbunden og havbundens biologiske samfund skal beskyttes ved at sætte grænser for arealandelen hvor havbundens integritet må være forstyrret. Der

skal også sættes grænser for hvor stor en arealandel af levestederne der må gå tabt (EU-kommissionen, 2017).

For at beskyttede områder kan spille en væsentlig rolle i at stoppe tabet af biodiversitet, sikre opretholdelse af havbundens integritet samt understøtte havbundens fødekæder, er det vigtigt at beskyttelsen er repræsentativ for de forskellige levesteder og deres rumlige fordeling. Dinesen m.fl. (2021) listede en række anbefalinger til, at beskyttede områder bedst muligt kan sikre biodiversiteten. Ud over repræsentativiteten af levestederne, skal områder være store nok til at sikre stabile populationer. De enkelte områder skal være tilstrækkeligt forbundet, de skal sikre at væsentlige økosystemprocesser er tilgodeset, og at beskyttelsen er relevant i forhold til områdets samlede biodiversitet.

De fysiske levesteder på den danske havbund (inden for EEZ) er meget forskelligartede, hvilket især er en udfordring i forhold til repræsentativiteten. De fysiske forhold, som er vigtige for bundfaunaen, er sedimentets sammensætning, bundvandets saltholdighed og iltkoncentration, vanddybden, produktiviteten i vandsøjlen og det strømningsmønster, der fører bundfaunens larver rundt i området. Det er især de indre danske farvande, der er præget af meget kraftige økologiske gradienter. De kraftige gradienter i biodiversitet skyldes, at de indre danske farvande er en blandingszone mellem det brakke vand fra Østersøen og Nordsøens meget saltere vand. Overfladevandets saltholdighed falder således fra >30 i Skagerrak til under 10 i den vestlige Østersø. Det har længe været kendt, at saltholdigheden er afgørende for hvor mange arter man finder i et område (Remane 1934), jo højere saltholdighed, jo flere arter. I området fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss er vandsøjlen tillige saltlagdelt i ca. 15 m og denne saltlagdeling adskiller levesteder på havbunden i to typer: Over saltspringlaget har bunden typisk et grovere sediment og kraftigere strøm- og bølgepåvirkning, der medfører hyppig resuspension af sedimentet, mens der på dybder under saltspringlaget typisk er mere finkornet sediment, mindre resuspension og en saltholdighed, der er 5-10 promille højere end i overfladelaget.

Udover det helt nære miljø ved sedimentoverfladen, er sammensætningen af bundfaunaen påvirket af havstrømmenes generelle strømningsmønster. De fleste arter af bundfauna, har et pelagisk larvestadium, hvor de spredes med havstrømmen indtil de bundfælder sig og rekrutterer bundfaunasamfundet. Josefson & Hansen (2004) undersøgte sammensætningen af bundfaunaen i relation til det overordnede strømningsmønster i de indre danske farvande og fandt, at mønstrene i bundfaunaens sammensætning i kystnære områder var korreleret til vandudvekslingen med de åbne områder. Josefson & Hansen argumenterede for den mulige eksistens af metapopulationer i bundfaunasamfund. Metapopulationer beskriver bestande, som er afhængige af rekruttering fra andre områder, de såkaldte donorområder, for at kunne opretholde stabile bestande. Josefson & Hansen (2004) foreslog at det centrale/sydøstlige Kattegat kunne være et sådant donorområde og Bendtsen & Hansen (2013) fandt ud fra modelstudier, at der kunne ligge et andet vigtigt donorområde i den vestlige Østersø syd for Langeland.

For at sikre relevant beskyttelse af bundfaunasamfund er det nødvendigt at kende bundfaunaens følsomhed overfor de specifikke presfaktorer, der er i området. I forhold til presfaktorer såsom eutrofiering, iltsvind og generel forurening, er der en ret stor viden om hvordan bundfaunaen responderer, og bundfaunaens sammensætning og biodiversitet, er derfor anvendt i en række af

kvalitetsmål for miljø- og økologisk tilstand i fx EU's Vandrammedirektiv og Havstrategidirektivet. En anden fordel ved at bruge bundfaunaen som indikator er, at langt de fleste arter er stedfaste i deres voksne stadium og deres sammensætning afspejler det lokale miljø. Når man bruger hele bundfaunasamfundet (dvs. ensemblet af arter og individer, der findes i en prøve eller et prøvesæt), så udnytter man, at de enkelte arter har forskellig følsomhed overfor en presfaktor, men også at den samlede artsdiversitet er følsom overfor summen af presfaktorer. Hvis de arter, der er følsomme overfor en bestemt presfaktor, er påfaldende fraværende i prøvematerialet, så antager man at denne presfaktor har påvirket bundfaunaen. Princippet svarer til "kanariefugle i buret" som man tog med ned i minerne ud fra rationalet om, at kanariefuglen var mere følsom overfor kvælning og forgiftning end minearbejderne, så dens død kunne advare mod farlige forhold i minen. Biodiversiteten af bundfaunasamfundet er i sig selv et kvalitetsmål. Dvs. at relativ høj biodiversitet altid bør ses som positivt og bevaringsværdigt, og omvendt er lav biodiversitet udtryk for dårlige forhold. Men, da alle presfaktorer har en forventet negativ effekt på biodiversiteten, så er det ikke muligt alene ud fra målingen af biodiversitet at pege på årsagen til lav biodiversitet. En anden udfordring kan være, at biodiversitet kan måles på mange forskellige måder. Der findes mange forskellige indeks for biodiversitet og -rigdom (se fx Magurran 2004), og selvom de fleste af disse mål viser en stærk korrelation med det mest anvendte mål, Shannon-diversiteten (Gray 2000), så afspejler de forskellige mål hver især forskellige karakteristika ved bundfaunasamfundet, og de forskellige indeks har begrænsninger for hvordan data kan puljes. Udover diversitet og rigdom, er den anden type kvalitetsmål baseret på arternes følsomhed, hvor arterne grupperes efter deres følsomhed overfor en bestemt presfaktor, som vurderes ud fra deres biologiske træk ("biological traits"). Eksempler på biologiske træk, der har relevans for bundtrawling, er fx livslængde, arternes størrelse, ernæringsbiologi, mobilitet, krav til iltkoncentration, kønsmodningsalder m.fl. (Bolam m.fl. 2017; Bremner m.fl. 2006). I modsætning til diversitetsmål, hvor alle arter bidrager til indekssværdien (Peet 1974), så er følsomhedsmål afhængige af sammensætningen af de arter, der har en velkendt følsomhed overfor en bestemt presfaktor. Anvendelsen af kvalitetsmål baseret på biologiske træk, har den fordel, at de kan være specifikke overfor en bestemt presfaktor. Til gengæld kræver det en meget detaljeret viden om de enkelte arters karakteristiske træk og de tilpasninger de er udtryk for. Dertil kommer, at de forskellige træk kommer til udtryk i forskellige stadier af artens livscyklus og derfor kan være vanskelige at knytte til bestemte presfaktorer.

Diversitetsmål kan i de fleste tilfælde ikke sammenlignes på tværs af forskellige prøvestørrelser mens følsomhedsmål i de fleste tilfælde godt kan beregnes på aggregerede data. En anden meget vigtig forskel på de to typer af kvalitetsmål er hvor godt de afspejler hhv. direkte og indirekte påvirkninger af bundfaunasamfundet. De direkte effekter antages at påvirke de enkelte arter afhængigt af artens specifikke følsomhed overfor presfaktoren. Nogle arter kan fx være særligt følsomme overfor lave iltkoncentrationer eller bundtrawling og her vil et følsomhedsmål, der inkluderer disse arter bedst kunne beskrive denne direkte påvirkning. Indirekte effekter beskriver fx den påvirkning som bundtrawling har på havbunden som levested, som så derefter påvirker processer i bundfaunasamfundet. Indirekte effekter forventes at komme til udtryk som et generelt fald i biodiversiteten over tid og her forventes diversitetsmål at være det mest følsomme miljøkvalitetsmål (Hansen & Blomqvist 2018).

På grund af disse komplementære styrker og svagheder ved diversitets- og følsomhedsmål, er de fleste implementerede bundfaunamiljøindikatorer baseret på de såkaldte multimetriske mål, der anvender en kombination af diversitetsmål og følsomhedsmål (se fx Hering 2010). I Danmark anvendes det multimetriske indeks, DKI (Josefson m.fl. 2008; 2009), der anvender Shannon-diversiteten i kombination med et indeks, der er baseret på biologiske træk, AMBI (Borja m.fl. 2000; 2003; 2007; Muxika m.fl. 2005). AMBI beskriver sammensætningen af følsomme og tolerante arter overfor eutrofiering og forurening generelt. DKI er blevet inter-kalibreret mod andre kvalitetsindeks i de skandinaviske lande (Josefson m.fl. 2009), herunder det svenske, BQI (Rosenberg m.fl. 2004)). I de seneste versioner af BQI, BQI2015 og BQI-residual (Leonardsson m.fl. 2009, 2015, 2016) samt i den seneste version af DKI v.2 og v.3, indgår der område- og dybdespecifikke grænseværdier, som normaliserer indekssværdien i forhold til de kraftige økologiske gradienter, der er i Østersøområdet. I DKI v.2, blev der foretaget en normalisering i forhold til saltholdigheden på undersøgelsesstedet (Carstensen m.fl. 2014). Det betyder at indekssværdien inkluderer en miljøbestemt referenceværdi således, at der tages højde for, at artdiversiteten naturligt er lavere i fx den vestlige Østersø sammenlignet med Kattegat. AMBI er også normaliseret i indekssværdien af DKI fordi forureningstolerante arter, naturligt er hyppigere ved lave saltholdigheder. Selve kalibreringen af DKI i forhold til en referenceværdi er, ligesom de øvrige Skandinaviske indekssværdier, foretaget på et tidspunkt, hvor det ikke var muligt at kvantificere bundtrawlingsintensiteten. Det er således sandsynligt, at DKI giver lidt høje værdier i forhold til et uforstyrret bundfaunasamfund (Hansen & Blomqvist 2018).

Internationalt findes der en lang række studier, der dokumenterer negative effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen (fx Hiddink m.fl. 2007; Kaiser m.fl. 2006; Kaiser & Hiddink 2007) og på havbunden som levested (Nilsson & Rosenberg 2003) og økosystemfunktioner (Olsgaard m.fl. 2008; Magano m.fl. 2014). Effekten af bundtrawling kan deles op i korttidseffekter (af en varighed på et til få år) og langtidseffekter, der strækker sig over årtier og beskriver både samfundsændringer og strukturelle ændringer i det benthiske økosystem. Undersøgelse af korttidseffekter på bundfaunaen inkluderer forskning, hvor man har undersøgt overlevelsen af bundfauna efter en trawlpassage (Collie m.fl. 2006; Hiddink m.fl. 2017), som viser betydelig dødelighed, som dog varierer betydeligt afhængigt af mange faktorer. Det kan være bundtypen, faunaens sammensætning, redskabstype mm (Gislason m.fl. 2021). Det er derfor svært at overføre resultaterne til andre områder og specielt i områder som de indre danske farvande, hvor småskala heterogenitet er stor.

Bundtrawlingen har foregået lang tid før man begyndte at monitorere bundfaunaen systematisk (Blegvad 1946; De Groot 1984; Pearson m.fl. 1985; Collie m.fl. 2000; Callaway 2007). Man kender ikke den oprindelige tilstand af bundfaunasamfundet, og i de få tilfælde, hvor man har historiske prøver som fx fra Petersens arbejde (Petersen 1913), kan metodeforskelle gøre det vanskeligt at sammenligne resultaterne. En anden vigtig grund til, at der generelt er ringe viden om og dokumentation for trawlingpåvirkning af bundfaunasamfundet er, at det har været umuligt at stedfæste fiskeriaktiviteterne. Dvs. hvor blev der fisket, hvor ofte skete det og hvilke redskaber der blev anvendt. Med indførelsen af VMS "Vessel Monitoring System" er det imidlertid blevet muligt at få mere præcis information om hvor og hvornår bundtrawlfiskeriet har foregået. Systemet giver hver time information om den enkelte båds position og hastighed, hvor hastigheden giver et fingerpeg om hvorvidt fartøjet fisker eller ej. Hvis VMS-informationen kombineres med information fra skibets

logbog, der indeholder information om redskabsanvendelse, er det muligt at fastslå fordelingen og intensiteten af bundtrawling i tid og rum (Bastardie m.fl. 2010, Hinz m.fl. 2012). Der er produceret flere kort over trawlingens fordeling i de danske farvande samt i EU's havområder (fx Eigaard m.fl. 2016). På baggrund af VMS-data er der desuden lavet en lang række undersøgelser af bundtrawlingens korttidseffekter på bundfauna hvor forskellige diversitets, følsomheds- og multimetriske indeks er undersøgt i en gradient af trawlintensiteter. VMS-systemet blev iværksat i 2002, og efter en indkøringsperiode, er der brugbare VMS-data for de danske farvande fra 2005. Disse data er blevet sammenholdt med den store mængde bundfaunaovervågningsdata, der findes for danske farvande (Hansen m.fl. 2016; Pommer m.fl. 2016; Gislason m.fl. 2017; Hansen & Blomqvist 2018). Hansen & Blomqvist (2018) testede en række diversitets og multimetriske indeks i bundtrawlgradienter i en række forskellige datasæt fra Danmark, Sverige og Holland og fandt at alle biodiversitetsindeks samt DKI og BQI viste signifikante negative relationer til bundtrawlintensiteten i de fleste datasæt. Relationerne mellem bundtrawling og DKI viste generelt de højeste signifikansniveauer, hvilket blev tilskrevet normaliseringen af artsdiversiteten til vandets saltholdighed. Undersøgelsen fandt også, mod forventning, at ved at udelade observationer hvor fiskeriintensiteten er "0" var relationen mellem fiskeriintensitet og bundfaunaens diversitet mere signifikant. Det blev tolket på den måde, at fiskeriet undgår fx iltvindsramte områder hvor artsdiversiteten typisk er lav. Det viser, at det kan være svært at tolke årsag og virkning alene ud fra sammenhørende data for biodiversitet og bundtrawlintensitet, og der er behov for at forstå de mere præcise mekanismer hvormed bundtrawlingen påvirker havbundens levesteder og biodiversitet.

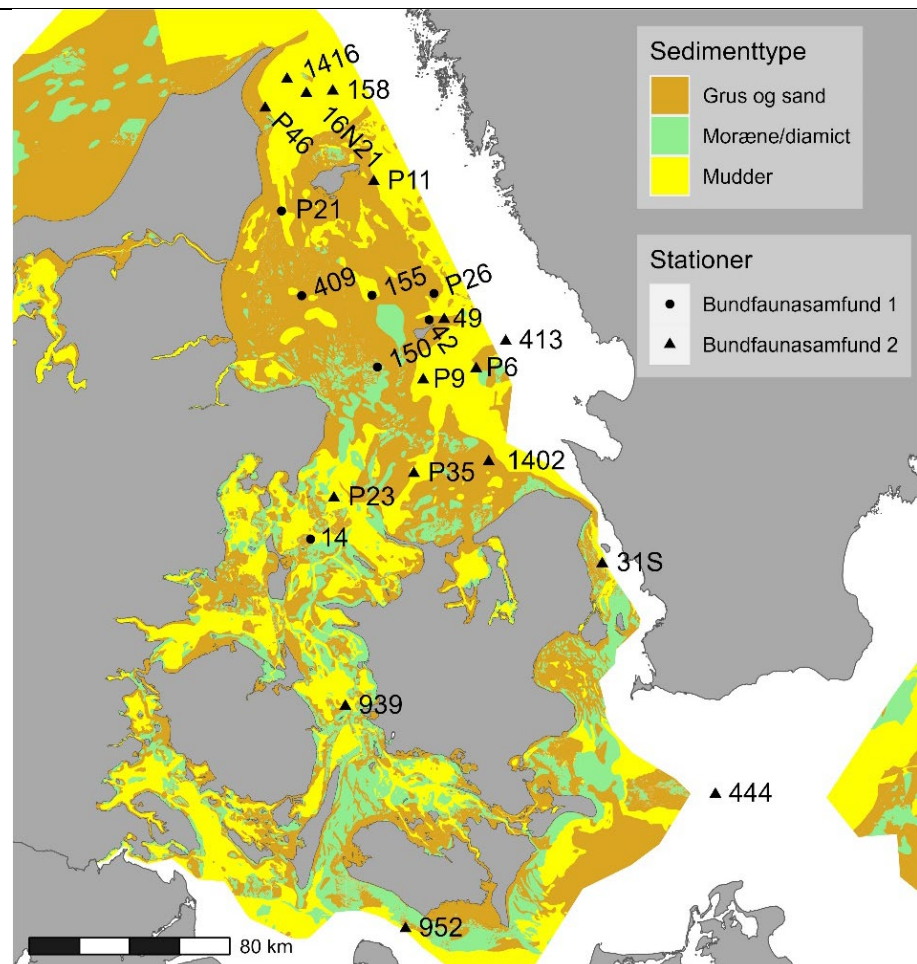
I dette projekt undersøges effekten af bundtrawling på bundfaunasamfundene i de indre danske farvande, med det overordnede formål, at kvalificere prioritering af placering, størrelse og beskyttelsesgrad af beskyttede områder i forhold "10-30-100-målsætningen", der dækker over 10 % strengt beskyttede områder, 30 % beskyttede områder og de resterende 70 % bæredygtigt udnyttet. Analyserne anvender datasæt der beskriver trawleffekter på bundfaunasamfund i en rumlig trawlgradient. Der er også inddraget analyser af langtidsudviklingen af bundfaunasamfundene i forhold til den historiske trawlintensitet. Her er trawlintensiteten modelleret ud fra logbogsoplysninger i perioden 1982-2004 for en antal bundfaunastationer. Grundet de meget forskellige artede levesteder og bundfaunasamfund i de indre danske farvande forventes der også meget forskellige effekter af bundtrawling i de enkelte områder. Derfor er fokus lagt på de mekanismer hvormed bundtrawlingen påvirker bundfaunasamfund på, for dermed at kunne ekstrapolere fra område til område. Bundfaunaens rekruttering via pelagisk larvespredning er en proces, som flere gange har været fremhævet og analyseret i forbindelse med tidligere arealplanlægning af marine beskyttede områder. Til at undersøge dette, har det været nødvendigt at udvikle et indeks, der kan beskrive den mellemårige variation i rekrutteringen på baggrund af det dataformat der er i NOVANA programmet (Det nationale danske overvågningsprogram for natur og miljø). Formålet er at vurdere betydningen af bundtrawling på metapopulationer i bundfaunasamfundet i de indre danske farvande.

2 Datagrundlag og analysemetoder

2.1 Afgrænsning af områder og bundtyper

I denne rapport fokuseres analyserne af bundtrawleffekter på bundfaunasamfund på den bløde havbund (sedimentbund). Arealmæssigt, er det den mest udbredte bundtype i de danske havområder (Al-Hamdani & Reker 2007), og det er den bundtype hvor den største bundtrawling sker (Eigaard m.fl. 2016), og hvor den historiske udvikling i bundfaunaen er bedst dokumenteret med et stort antal kvantitative bundprøver. Datasættene er desuden udvalgt ud fra kriterier om, at det samlede datasæt, indeholder både den tidslige og rumlige variation i bundfaunaens sammensætning og samtidig beskriver en gradient i trawlintensiteten. For sammenlignelighedens skyld, er der kun anvendt bundfaunadata, der er indsamlet i forårs-/forsommerperioden og der er kun inkluderet datasæt der er indsamlet med samme type udstyr (hapsbundhenter; Kanneworff & Nikolaisen, 1973) og anvendt samme maskevidde ved sigtning af prøven. De fleste data stammer fra de sidste 40 års nationale overvågningsprogrammer hvor prøvetagningen følger de guidelines, der er udstukket for det nationale overvågningsprogram for blødbundsfauna, NOVANA (TA-19) som også er i overensstemmelse med den regionale havkonvention for Østersøen, HELCOM's retningslinjer (HELCOM, 1989).

Figur 2.1. Placering og navne på stationer i HELCOM-datasættet med angivelse af substrattype. Symboler angiver hvilket bundfaunasamfund (navngivet 1 og 2), der forekommer på stationen. Bundfaunaens sammensætning er anvendt til at definere det fysiske habitat.



Figur 2.2. Stationsområde indsamlet i foråret 2021 (Hesselø-datasættet).



2.2 Bundfaunadatasæt

Forud for analyserne af relationen mellem bundfaunaen og trawlintensiteten, er data blevet kvalitetssikret mht. til taksonomisk nomenklatur i forhold til databasen "WoRMS". Datasættene er beskrevet nedenfor:

- Overvågningsstationer fra de åbne indre danske farvande fra perioden 1985 – 2021 (HELCOM-datasæt). I denne 39-årige periode, er der anvendt samme prøvetagningsdesign, -udstyr og analysemetoder. Prøverne er med få undtagelser taget i det sene forår (april-maj) og dermed før det tidspunkt på året, hvor bundfaunaens larver begynder at bundfælde sig. Datasættet indeholder i alt >5000 prøver, der er taget med en hapsbundhenter. Stationerne dækker de indre danske farvande fra Skagen til Arkonahavet, men langt de fleste stationer ligger i Kattegat (Tabel 2.1). På hver station, er der taget mellem 3 og 10 replikate prøver på samme position (hvor positionen kan variere et par hundrede meter). Datasættet dækker de to dominerende habitater på sedimentbund, der kan karakteriseres som hhv. Habitat 1, der forekommer på sandede sedimenter på vanddybder, der er lavere end saltspringlaget (ca. 15 m) og er karakteriseret ved et karakteristisk bundfaunasamfund (Samfund 1) og Habitat 2, der forekommer på mudrede sedimenter, der ligger på større vanddybder end saltspringlaget med det karakteristiske faunasamfund (Samfund 2). De sandede sedimenter er repræsenteret med i alt 1464 hapsprøver, og de mudrede sedimenttyper er repræsenteret med 3627 prøver. Alle data indgår som en del af det nationale overvågningsprogram, NOVANA (Tabel 2.1, Figur 2.1). Datasættet anvendes til at beskrive den tidlige udvikling i bundfaunaen i forhold til trawlintensiteten (2005-2013) samt den historiske udvikling i Kattegat i perioden fra før bundtrawlingen blev dokumenteret med VMS, dvs. 1985-2005.

Tabel 2.1. Stationsdata for overvågningsstationer i de åbne indre danske farvande. Positioner er angivet i decimalgrader. Salinitet refererer til en måling i forbindelse med bundfaunaindsamling i 2008. n angiver det samlede antal hapsprøver i perioden som angiver den længste tidsserie der er kvalitetssikret.

Station	Område	Bredde, N°	Længde, Ø°	Dybde, m	salinitet	samfund	n	Periode
14	Belt Sea	55.9762N	10.8038E	17,0	27,1	1	168	1989-2021
42	Kattegat, C	56.7500N	11.6234E	13,0	25,0	1	166	1989-2021
49	Kattegat, C	56.7547N	11.7223E	23,0	33,2	2	167	1989-2021
150	Kattegat, C	56.5920N	11.2732E	16,5	30,9	1	108	1985-2021
155	Kattegat, C	56.8508N	11.2537E	13,5	22,9	1	162	1989-2021
158	Kattegat, N	57.5892N	11.0358E	35,0	33,2	2	167	1989-2021
409	Kattegat, C	56.8567N	10.7917E	14,0	24,6	1	182	1989-2021
413	Kattegat, C	56.6687N	12.1154E	55,0	33,5	2	322	1985-2021
444	Arkona	55.0000N	13.1800E	45,3	23,0	2	275	1985-2021
939	Bælthavet	55.3753N	10.9977E	37,0	29,0	2	323	1985-2021
952	Femer Bælt	54.3420N	11.2000E	27,0	20,0	2	167	1985-2021
1402	Kattegat, S	56.2379N	11.9723E	27,0	32,8	2	187	1989-2021
1416	Kattegat, N	57.6366N	10.7317E	24,0	33,5	2	172	1989-2021
1940	Øresund	56.0100 N	12.2600E	25,0	28,0	2	100	1991-2005
31S	Øresund	55.8534N	12.6690E	17,5	25,0	2	329	1985-2021
BF16	Kattegat, C	57.5834N	10.8609E	27,0	33,7	2	69	2004-2021
P11	Kattegat, C	57.2588N	11.2903E	28,0	33,7	2	173	1989-2021
P21	Kattegat, C	57.1639N	10.6735E	13,0	32,6	1	174	1989-2021
P23	Kattegat, S	56.1262N	10.9653E	23,0	33,5	2	173	1989-2021
P26	Kattegat, C	56.8491N	11.6625E	19,5	32,5	1	153	1989-2021
P35	Kattegat, S	56.2059N	11.4877E	22,5	32,1	2	168	1989-2021
P46	Kattegat, N	57.5346N	10.5807E	15,0	34,0	2	168	1989-2021
P6	Kattegat, C	56.5736N	11.9155E	32,0	33,3	2	173	1989-2021
P9	Kattegat, C	56.5400N	11.5688E	29,5	33,6	2	168	1989-2021
SK57	Kattegat, S	56.3698N	11.0719E	19,5	31,6	2	29	2004-2010

- Data indsamlet i forbindelse med en strategisk miljøvurdering fra et 247 km² stort område i det sydlige Kattegat, som er prøvetaget med i alt 126 hapsprøver fordelt jævnt over området i april 2021 (Hesselø-datasæt, *Figur 2.2*). Området er meget homogent mht. vanddybde (27 m – 33 m) hvor mere end halvdelen af stationerne ligger mellem 30 og 32 m og bundtypen består af finkornede materialer (mudder, ler, fint sand) kun 2 stationer falder ifølge den geologiske klassifikation uden for den bundtype der kendetegner Habitat 2 i datasæt 1 (HELCOM-datasættet). Området er meget intensivt trawlet efter jomfruhummere (Hansen m.fl. 2021). Datasættet anvendes til at beskrive korttidseffekter af bundtrawling.

2.3 Analyse af VMS-data

I 2022 fik Aarhus Universitet (DCE) adgang til fiskeridata fra Fiskeristyrelsen, under Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Fiskeridata indeholder bl.a. de VMS-data (Vessel Monitoring System) og logbogsdata, som projektet anvender til at estimere fiskeriintensiteten med bundtrawl, på de bundfauna-stationer og områder, der er beskrevet under hhv. HELCOM-datasættet og Hesselø-datasættet. I projektet medtages alle fiskerejser med VMS, der lander i danske havne.

VMS er et satellitbaseret positioneringssystem, som sender et signal fra fiskefartøjer om både "gps"-position, bådens hastighed og kurs (retning). Signalet kaldes også et "ping". Der findes data fra 2002, men i dette studie er der set bort fra systemets indkøringsperiode og den analyserede periode går derfor kun fra 2005 og frem til og med 2022. VMS-systemet var obligatorisk for fiskefartøjer over 15 m fra 2005-2011, hvorefter systemet blev obligatorisk for fiskefartøjer over 12 m.

Fartøjer på eller større end 10 m, i Østersøen 8 m, har pligt til at føre logbog over fangster og fiskepladser (Gislason, 2021). Logbogsdata indeholder bl.a. oplysninger om hvornår fiskefartøjer påbegynder og afslutter fangstrejser, samt hvilke fiskeredskaber, der er blevet brugt på en given fangstrejse og i hvilken ICES-rektangel ("ICES statistical rectangle") der er blevet fisket i. Vi har derfor, ud fra logbogen, kunne adskille bundtrawlere fra andre fiskefartøjer og tilbage fra før 2005, kunnet se hvilke ICES-rektangel der er blevet fisket i. Her er der anvendt logbogsdata fra 1982 og frem til 2022.

Grundet de nævnte undtagelser i VMS og logbogsdata, baseret på fartøjslængde, er det ikke alle fiskefartøjer og fiskerejser der er inkluderet. Det er dog almindelig anerkendt, at langt størstedelen af de fiskefartøjer som bundtrawler i de områder vi undersøger i nærværende rapport, er VMS- og logbogspligtige (Dinesen et al., 2020, og kilder deri), og er dermed inkluderet i analyserne. De VMS-data, som indgår i analyserne, er derfor kun logbogspligtige fartøjer, hvor vi har kunnet knytte et bundtrawl til fangstrejsen. De bundtrawl som er medtaget, er: "Bundtrawl, skovl", "Jomfruhummer trawl", "Parbundtrawl" og "Tvillingtrawl" (benævnelser i hht. Fiskeristyrelsens parameterkode liste over fangstredskaber).

Til at estimere fiskeriintensiteten omkring bundfaunastationer, er anvendt dataanalyseprogrammet R og funktionerne i den dertil udviklede R-pakke "VMStools" (Hintzen m.fl., 2012). Funktionerne i VMS-tools er bredt anvendt i den videnskabelige litteratur. Derudover, afholder det Internationale Havforskningsråd ICES, regelmæssigt kurser i brug af funktionerne i pakken, for at harmonisere analyse og afrapportering af fiskeridata i et standardiseret format indenfor ICES-medlemslandene.

Det mest anvendte mål for trawlintensitet er det såkaldte "Swept Area Ratio" (SAR). SAR er et udtryk for, hvor mange gange et areal er trawlet, inden for en given tidsperiode. For at udregne SAR for de enkelte bundfaunastationer, er der lavet en aktivitetsanalyse, for hvert fiskeredskab, for hvert år, hvor estimerne indikerer om et fiskefartøj 1) ligger stille, 2) fisker eller 3) er under transportsejls, ved et givent "ping". Derefter isoleres alle "fiske"-pings og disse interpoleres med en "Hermit Spline"-interpolation, til en opløselighed på 12 minutter mellem hver ping. For bredden af bundtrawl er brugt en fast værdi på 43 meter. Endelig er SAR udregnet for alle de trawltræk der går gennem en cirkel med en radius på 250 m omkring hver bundfaunastation. De beregnede værdier repræsenterer SAR inden for denne cirkel og er opgjort for hver måned fra 2005 til og med 2022. SAR-værdien angiver det sandsynlige antal gange bundfauna stationen er blevet trawlet. SAR-værdier under en, angiver således sandsynligheden for at stationen er ramt en gang. Metoden, dvs. interpolationens opløselighed og arealet omkring bundfaunastationerne, er valgt ud fra tidligere analyser omkring trawleffekter på bundfaunastationer i Kattegat (Sköld m.fl. 2018) for derved at kunne sammenligne og validere de fundne værdier for SAR.

2.4 Kvalitets- og biodiversitetsmål

Effekten af bundtrawling på bundfaunaen er målt og vurderet ud fra biodiversitetsmålene: Artsrigdom (antal arter pr. hapsprøve), Margalefs indeks "D" (Ligning 1, Margalef 1958).

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (1)$$

"S" betegner konventionel artsantallet og N betegner individantallet. Shannon-diversiteten (H'), som beregnes både for den enkelte prøve og for aggregerede prøver, hvor P_i angiver andelen af den i 'te art i den totale population (prøven). Der anvendes traditionelt logaritmen med grundtallet 2 i beregning af Shannon-diversiteten (Ligning 2).

$$H' = -\sum P_i \log(P_i) \quad (2)$$

Simpsons indeks (λ) (Simpson 1949), der beskriver sandsynligheden for at to individer i en given prøve er forskellige. Beregning af " λ " er teoretisk set ikke påvirket af prøvestørrelsen (Magurran 2004).

$$\lambda = \frac{1}{\sum (P_i)^2} \quad (3)$$

Alle biodiversitetsmål repræsenterer den såkaldte "alfadiversitet", der betegner diversitet beregnet i den mindste rumlige skala, der i dette tilfælde, er den enkelte hapsprøve. Ud over mål for diversitet, er der anvendt følsomhedsmålet, AMBI, der betegner bundfaunasamfundets følsomhed for især eutrofiering. Indekset der er beskrevet i Borja m.fl. (2000, 2003, 2007), bygger på arts-specifik følsomhed og kan antage værdien 0 - 7, hvor 7 er den ringeste tilstand, og 0 repræsenterer et uforstyrret samfund. Dvs. der forventes positive relationer mellem en presfaktor og AMBI-værdier. AMBI indgår desuden i beregningen af det danske miljøkvalitetsindeks, DKI (Dansk Kvalitetsindeks). DKI er ligeledes et multimetrisk indeks, der kombinerer AMBI og Shannon-diversiteten og vægter dem lige i et fælles indekssmål (Josefson m.fl. 2009, Carstensen m.fl. 2014). I princippet forholder DKI sig til et referencemål, idet der beregnes et forholdstal mellem den observerede artsdiversitet og den maksimale artsdiversitet ($H'_{\max}$). Da artsdiversiteten og AMBI-værdien naturligt afhænger af vandets saltholdighed, er DKI i de seneste versioner (DKI v.2 og DKI v.3) modificeret for at gøre indekset anvendeligt på tværs af forskellige saltholdigheder. Shannon-diversiteten er normaliseret til $H'_{\max}$ der er den højeste forventede værdi ved en given saltholdighed hvor relationen mellem $H'_{\max}$ og saltholdigheden er givet ved en positiv lineær funktion (Carstensen m.fl. 2014). På tilsvarende vis er den minimale værdi for AMBI ($AMBI_{\min}$) angivet som en funktion af saltholdigheden (Carstensen m.fl. 2014). Begge relationer er fundet empirisk. Beregningen af DKI følger (Ligning 4):

$$DKI \text{ v. 2} = \frac{\left(1 - \left(\frac{AMBI - AMBI_{\min}}{7}\right)\right) + \left(H' \frac{1}{H'_{\max}}\right)}{2} \times \left(1 - \left(\frac{1}{N}\right)\right) \quad (4)$$

DKI går fra 0 til 1 hvor 1 betegner det uforstyrrede bundfaunasamfund og 0 betegner den ringeste miljøtilstand. I beregningen er der anvendt en fast saltholdighed for hver station som enten er skønnet eller målt.

2.5 Samfundsanalyser

Effekten af bundtrawling på bundfaunaens sammensætning er undersøgt med multi-variate analyser, der baserer sig på analyser af ligheden i, og mellem de forskellige prøvers artssammensætning. I disse analyser indgår hele

bundfaunasamfundet og analyserne bruges til af gruppere de forskellige stationer og dataserier i grupperinger, der forventes at have en ensartet følsomhed over for bundtrawling. Disse lighedsanalyser (similaritet) baserer sig på Bray-Curtis similaritet beregnet på kvadratrodstransformerede artsspecifikke individental. Analyserne muliggør også at analysere hvilke arter i bundfaunasamfundene, der bidrager mest til ligheden/uligheden mellem de forskellige prøver. Alle analyser er udført med programmet Primer © v. 7 (Clarke & Gorley 2015).

2.6 Rekrutteringsindeks

For at vurdere hvor stor en rekruttering der sker til bundfaunasamfundet i de enkelte år, er der i dette projekt udviklet et indeks, hvor indekssværdien beskriver den relative tilgang af rekrutter mellem to år ved at sammenligne middelværdien for biomassen med en langtidsmedianværdi. I bundfaunaprøver måler man traditionelt den artsspecifikke abundans og biomasse og man kender således kun den gennemsnitlige individvægt og ikke størrelses- og aldersfordeling. Der er derfor udregnet en "global" arts- og sæsonspecifik medianværdi, der er udregnet for det samlede datasæt for alle de prøver, der er taget i perioden (april - maj). Rationalet bag indekset er, at der i år, hvor der i den forudgående sommer har foregået en stor rekruttering, vil gennemsnitsstørrelsen for den enkelte art være relativt mindre og tætheden større. Forslaget til rekrutteringsindeks **R** beregnes iht. (Ligning 5):

$$R_j = \left(\frac{\sum N_{ji} \left(\log \left(\frac{X_{ij}}{x_i} \right) \right)}{S_j} \right) \quad (5)$$

Hvor R_j betegner indekssværdien i den j^{te} prøve, N_{ji} betegner individantallet af den i^{te} art i den j^{te} prøve. X_{ij} betegner middelvægten af den i^{te} art i den j^{te} prøve, S_j betegner antallet af arter i den j^{te} prøve og x_i er den arts- og sæsonspecifikke medianvægt.

3 Fordeling af bundtrawling i tid og rum

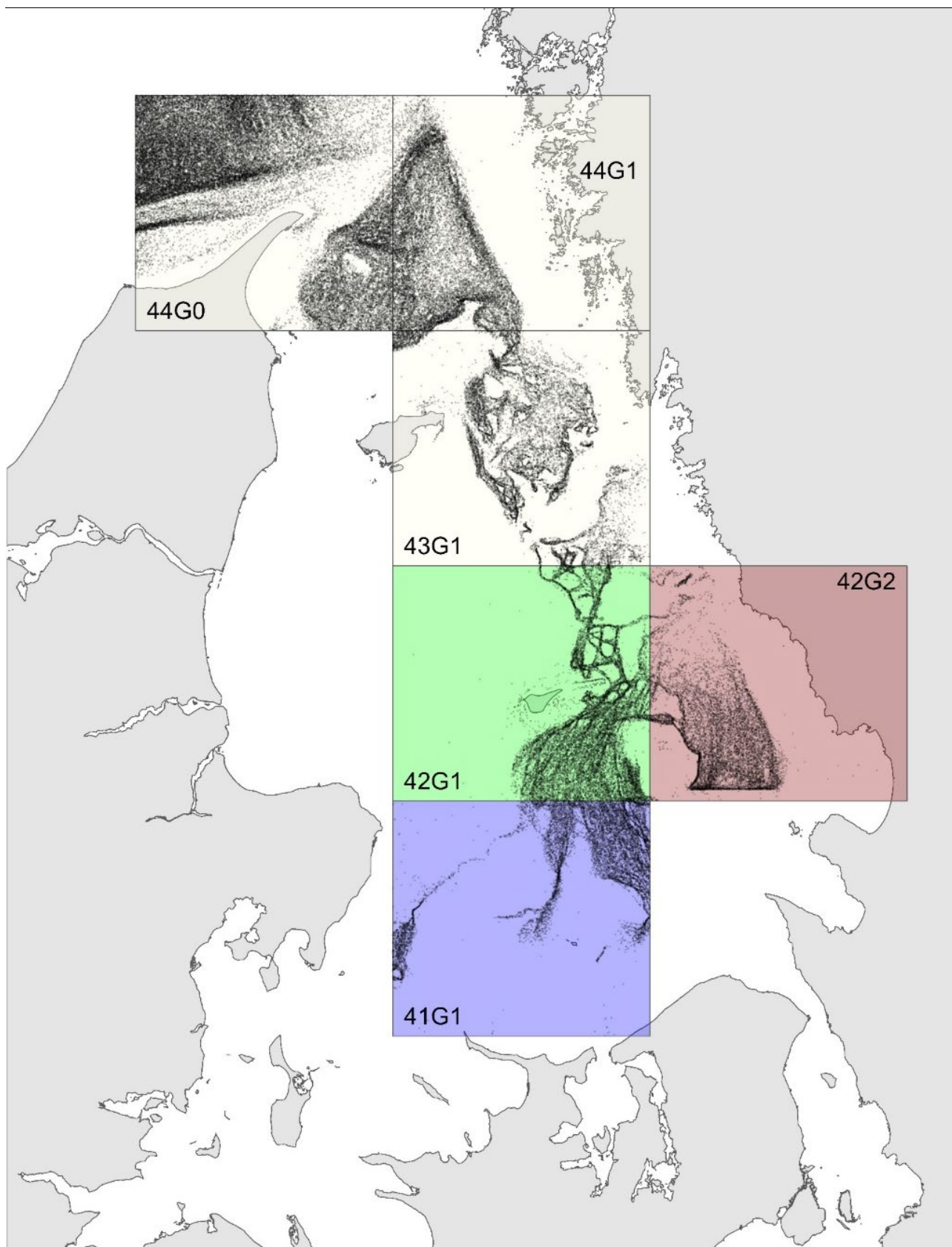
3.1 Habitatselektivitet og bundtrawlet areal i Kattegat

Langt den største del af bundtrawlingen i de indre danske farvande foregår på dybder under springlaget hvor bunden består af mudrede eller andre typer finkornet sediment. Det er den havbundstype, som er jomfruhummerens foretrukne habitat (Nilsson & Ziegler 2007; Johnson m.fl. 2013), og i perioden fra 2005 og frem er de landinger i danske havne, der stammer fra bundtrawling i Kattegat domineret af jomfruhummer (*Nephrops norvegicus*). I beregningerne af SAR for Kattegat, er der for sammenlignelighedens skyld, kun medtaget de fire redskabstyper (se afsnit 2), der hovedsageligt anvendes til bundtrawling af jomfruhummer. Herudover er der kun medtaget landinger til danske havne (af danske og udenlandske fartøjer). Der er således tale om et konservativt estimat både mht. til hvor mange redskabstyper og fiskerejser der er medtaget i beregningen af SAR (Figur 3.1). Det areal som trawles i de enkelte ICES-rektangler, defineret som antallet af felter på 441×441 m (svarende til $0,19 \text{ km}^2$) hvor der er registreret et eller flere "pings" i hele perioden. Det reelle areal der trawles for hvert "ping" svarer til et areal på mellem $0,1 \text{ km}^2$ og $0,5 \text{ km}^2$ hvis det antages at trawlet er 43 m bredt. Når der vælges et forholdsvist lille areal omkring hvert "ping" nedtones betydningen af isolerede "pings" i beregningen af det samlede areal som bundtrawles. Det samlede bundtrawlede areal for de enkelte ICES-rektangler er henholdsvis: 2733 km^2 (44G0), 1266 km^2 (44G1), 1726 km^2 (43G1), 1483 km^2 (42G1), 1172 km^2 (42G2), 1646 km^2 (41G1). I alt er hele det bundtrawlpåvirkede areal (2005-2021) indenfor de seks ICES-rektangler på 10.026 km^2 . En del af rektangel 44G0 og 44G1 ligger i Skagerrak, men da rektanglerne 41G0, 41G2 og 43G2, som ikke er medtaget også omfatter dyb mudder bund og da denne opgørelse kun medtager fiskerejser til danske havne, antages at det samlede bundtrawlede areal på Habitattype 2 i Kattegat at være op til 10.000 km^2 . Tilsvarende arealer for Øresund, Bælterne og den Vestlige Østersø er ikke beregnet.

Trawlintensiteten indenfor en 4,5 km radius omkring de enkelte stationer (Figur 3.2) viser, at småskalafordelingen af trawling, er målrettet og stort set begrænset til den bløde mudderbund (gul sedimentklasse). Desuden viser en sammenligning af perioden 2005-2013 og 2014-2021, at trawlingen er blevet mere habitat-selektiv i den senere periode, hvilket fremstår som skarpere kontraster i trawlingens fordeling mellem forskellige substrattyper (Figur 3.2).

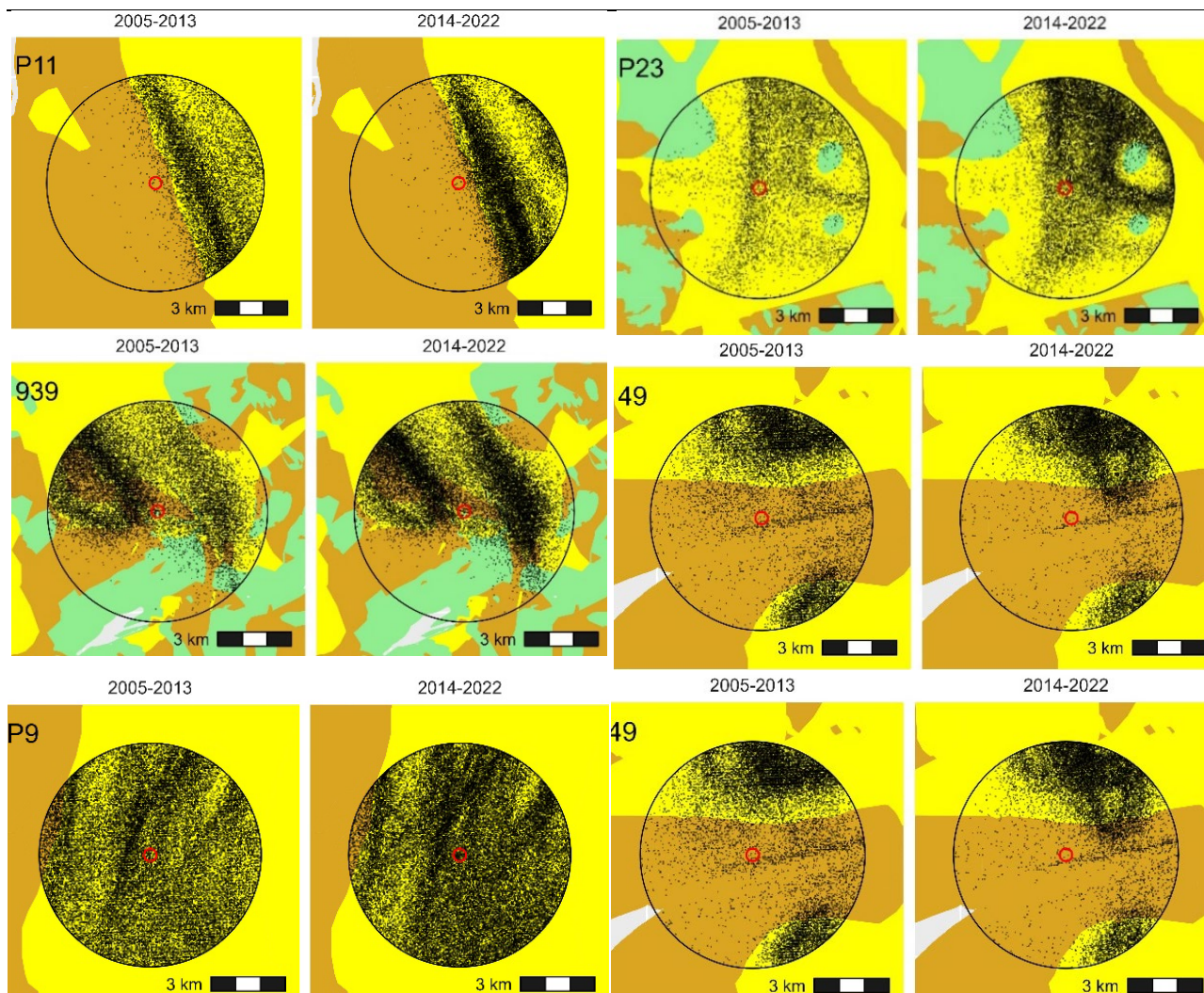
3.2 Bundtrawloverstrøget areal ratio, SAR

Beregninger af ratioen af det trawloverstrøgede areal (Swept Area Ratio, SAR), er beregnet på årlig basis hvor samtlige fiskerejser er identificeret inden for en 4,5 km radius af bundfaunastationen. Herefter er de fiskerejser med trawlspor, som går gennem en mindre cirkel med radius 250 m medregnet i SAR for stationen i det år, der går forud for indsamlingen af den enkelte bundfaunaprøve (Figur 3.2). For stationerne på habitattype 2, er det gennemsnitlige SAR for alle år, for alle stationer på 1,88 overstrygninger pr. år.



Figur 3.1. Fordeling af VMS-"pings" i Kattegat i 2021 ("CoVID-19 år" med lav trawlaktivitet). Farvelagte rektangler er "ICES" rektangler der anvendes i fartøjernes logbog til stedsangivelse af fiskeriaktiviteter. Rektanglerne 41G1, 42G1, 42G2, 43G1, 44G0 og 44G1 dækker størstedelen af de områder hvor stationerne på den dybde mudderbund forekommer.

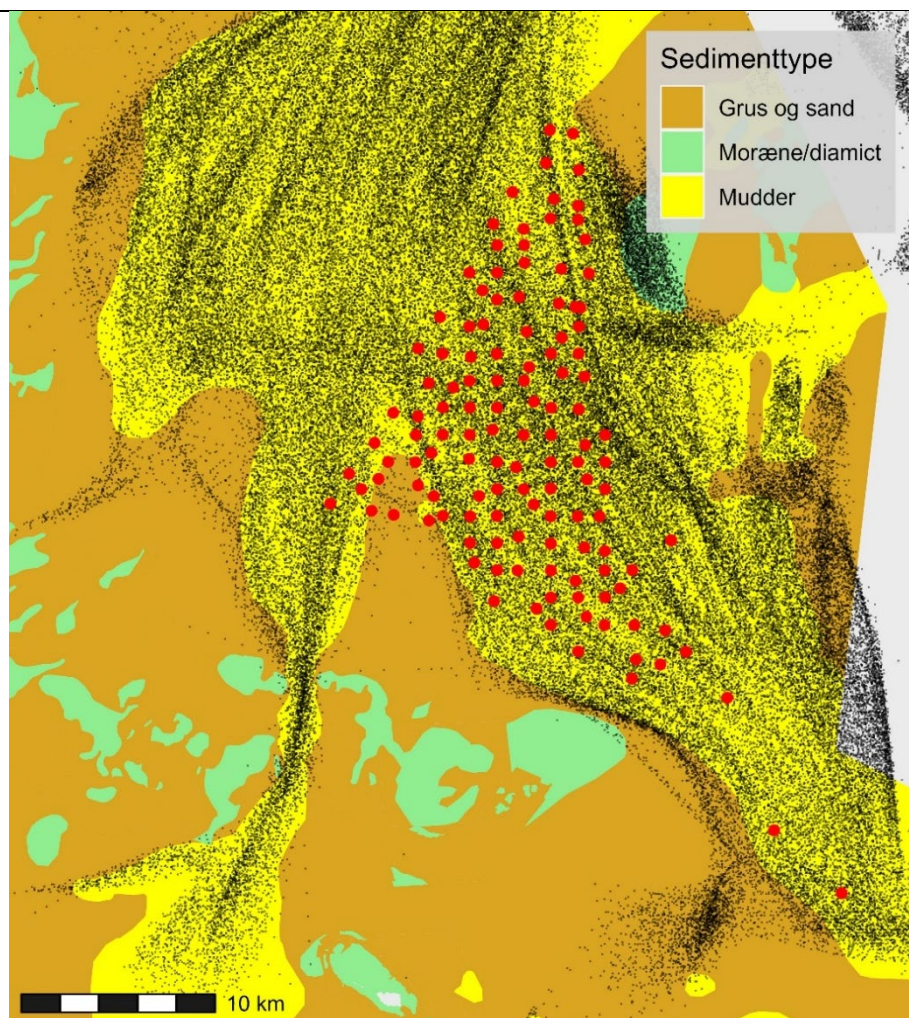
Denne SAR værdi dækker over en variation fra 0 til 10,3 overstrygninger pr. år (Maksværdi observeret på st. 158, 2013). Den laveste gennemsnitlige bundtrawllaktivitet forekom i 2007 (SAR = 1,03) og har siden været generelt stigende frem mod 2021 hvor den gennemsnitlige bundtrawllaktivitet på stationerne på Habitattype 2 var 3,68 overstrygninger pr. år. Den gennemsnitlige SAR er ikke beregnet for hele det bundtrawlede areal i ICES-rektanglerne.



Figur 3.2. Eksempler på fordelingen af VMS-"Pings" omkring en af de enkelte stationer i datasæt 1 (for stationsplacering se Figur 2.1) i de to perioder 2005 - 2013 og 2014 - 2022. Cirklen (radius 4,5 km) omkring hver station angiver det område hvor der er identificeret VMS-pings fra fiskerejser, hvor trawlingen kan have påvirket arealet i den lille røde cirkel (radius 0,250 km). Den beregnede SAR-værdi repræsenterer arealet af trawlspor der årligt går gennem den lille cirkel. Baggrundskonturer viser substratfordeling i de prøvetagede områder, hvor gul repræsenterer mudderbund og brun repræsenterer sand og grovere sediment og grøn angiver diamict/moræne.

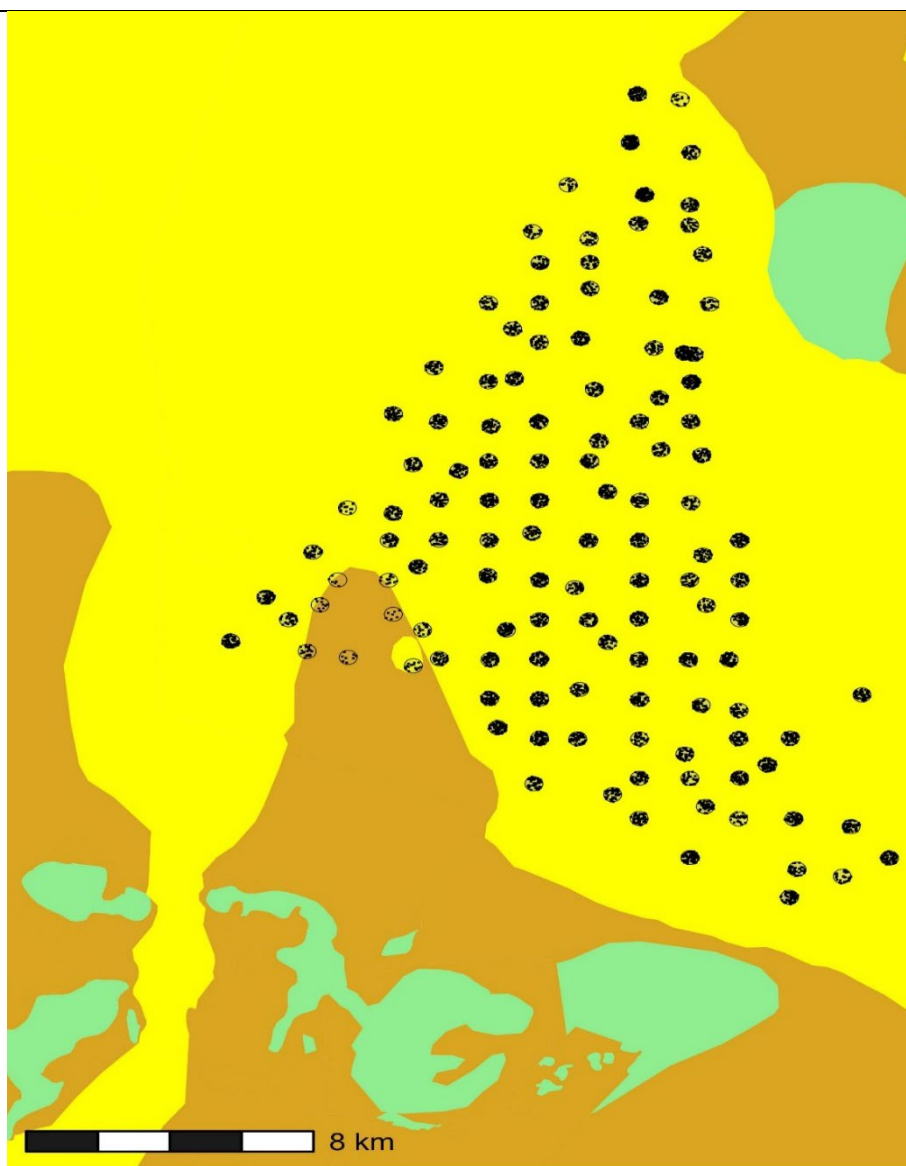
I Hesselø-datasættet ligger de 126 stationer fortrinsvis i ICES-rektanglerne 41G1 og 42G1. Det er et meget homogent område og kun 2 stationer har grovere sediment (Hansen m.fl. 2022). Der er beregnet en SAR-værdi for hver station (Figur 3.3), der repræsenterer perioden på et år forud for prøvetagningen af bundfauna i april 2021 (dvs. maj 2020 - april 2021). SAR er beregnet på tilsvarende vis som i HELCOM-datasættet, hvor det bundtrawlede areal er bestemt indenfor en radius af 250 m fra de eksakte prøvetagningslokaliteter. Antallet af VMS-pings indenfor en 250 m radius (Figur 3.4) viser, at der har foregået bundtrawling på alle stationer i løbet af perioden 2015-2021 og beregning af SAR viser værdier mellem 0,2 overstrygninger pr. år og 14,24 overstrygninger pr. år. Gennemsnitsværdi er på 4,22 (median SAR = 4).

Figur 3.3. Prøvetagningspositioner i Hesselø-datasættet i det sydlige Kattegat i april 2021. Baggrundskonturer viser substrattype og fordelingen af VMS-pings i 2021.



De to datasæt (HELCOM-datasættet og Hesselø-datasættet) der henholdsvis dækker en tidsperiode og en rumlig gradient, har således stort set samme variation og middelværdi idet Hesselø-datasættet dog ikke inkluderer observationer med trawlintensiteten "0".

Figur 3.4. Som Figur 3.3 med angivelse af VMS-pings indenfor en radius af 250 m fra prøvetagningspositioner i Hesselø-datasættet i det sydlige Kattegat i april 2021. Baggrundskonturer viser substrattype og fordelingen af VMS-pings i 2021.



4 Bundtrawleffekter på bundfaunasamfund

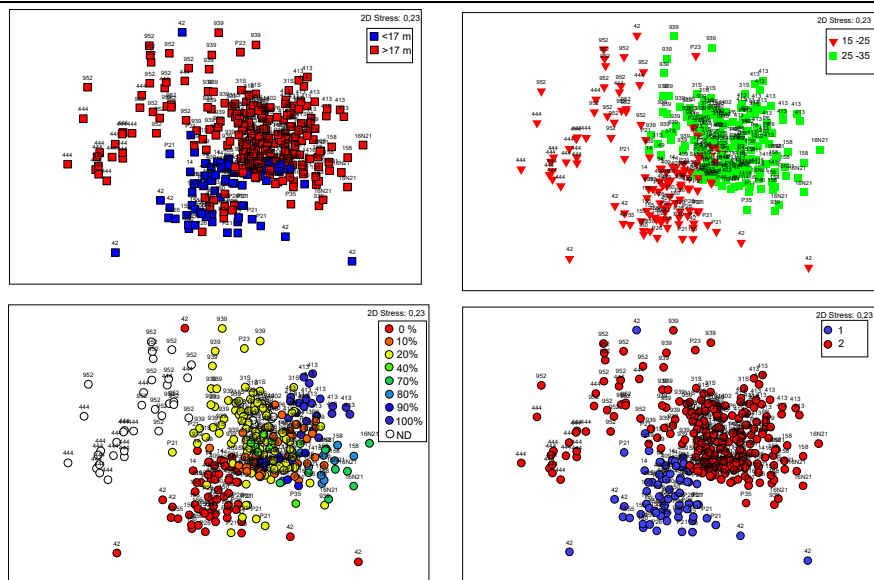
4.1 Opdeling af bundfaunaen i operationelle samfund

Bundfaunasamfundets sammensætning afhænger af en lang række forhold i det omgivende miljø såsom sedimenttypen, vandets saltholdighed, planteproduktion m.fl. De forskellige samfund kan således have forskellig følsomhed overfor presfaktorer. Det kan derfor være nødvendigt at stratificere analyserne af bundfaunaens respons på trawling, så der tages højde for at de forskellige bundfaunasamfund ikke nødvendigvis reagerer ens på denne presfaktor.

De indre danske farvande er karakteriseret ved en kraftig saltlagdeling med et springlag, der ligger på en dybde på omkring 15 m. Det lagdelte område strækker sig fra Skagen i nord, og ned til de to tærskler i hhv. Øresund (Drogden), og ved Darss i det østlige Femern Bælt. Saltlagdeling deler vandmasserne op i to vandlag, hvor vandmassen under saltspringlaget typisk har en saltholdighed, der er omkring 5-10 promille højere end i overfladelaget (Hansen & Mohn 2020). Lagdelingen adskiller det fysiske bundnære miljø på havbunden alt afhængigt af, hvilket et af de to vandlag, der dækker bunden. Over saltspringlaget er sedimentet oftest grovere (sand/groft sand). Bundvandet er typisk veliltet og den naturlige fysiske forstyrrelse af bølgeslag er generelt højere end i de dybere områder. På dybde under saltspringlaget (>17 m) er mudderbunden den dominerende bundtype (Al-Hamdani & Reker 2007), hvor resuspension af sedimentet er sjældnere, og hvor der i den sydlige del af området, kan forekomme iltsvind.

Sammensætningen af bundfaunaen på de 23 stationer i datasæt 2 blev analyseret med multivariat-skalering for, på baggrund af bundfaunaen, at gruppere stationerne i forhold til miljøparametrene: Sedimentets kornstørrelse (sand/mudder-fraktion), vanddybde og saltholdighed ved bunden (*Figur 4.2*). De tre miljøparametre, er som beskrevet stærkt autokorreleret og stationerne grupperede sig i to forskellige bundfaunasamfund, Samfund 1 og 2, associeret til henholdsvis Habitatype 1 (lavvandede områder med sandede sedimenter og lav saltholdighed) og Habitatype 2 (mudderbunde på dybt vand med høj saltholdighed). Saltholdigheden overlapper i de to grupperinger, hvilket skyldes at fx station P21 i Læsø Rende ligger på grænsen mellem det salte Nordsøvand og det brakke Østersøvand. Det betyder, at den relativ lavvandede station er påvirket af Nordsøvand selvom vanddybden er lavere end 17 m (*Tabel 2.1*).

Figur 4.1. nMDS af kvadratrods-transformerede abundansdata fra HELCOM-datasættet i perioden 2001 - 2013. Øverst til venstre: Fordeling af observationer (stationer, år) over og under 17 m. Øverst til højre: Fordeling af observationer i forhold til bundsalinitet (15 - 25, 25 - 35). Nederst til venstre: Fordeling af observationer i forhold til sedimentsammensætning i procent mudder. Nederst til højre: Fordeling af observationer i henholdsvis Samfund 1 og 2.



4.2 Referenceværdier for biodiversitet og miljøkvalitet

Der findes ikke interkalibrerede referenceværdier for bundfaunaen i de danske farvande, der kan sammenlignes med det nutidige niveau for biodiversitet og miljøkvalitet. I dette studie er der beregnet "ad hoc" referenceværdier, baseret på 10-procents fraktilen af observationerne i perioden 1985-2021. Perioden inkluderer de meget høje observationer for året 1995, samt observationerne fra de senere år hvor biodiversiteten også var høj. På baggrund af de fundne værdier for Shannon-diversitet, er der herefter beregnet en tilsvarende referenceværdi for DKI for hver af stationerne (Tabel 4.1). Referenceværdien for antallet af arter i den enkelte hapsprøve (S_{1-ref}) blev fundet til at være 22 for Samfund 1 og 18 arter pr. prøve for Samfund 2. Referenceværdien for Samfund 2 inkluderer de meget artsfattige stationer i Arkonahavet (st. 444) og Femern Bælt (952) samt de ligeledes meget artsfattige st. 158 og st. 16N21 i det nordligste Kattegat. Hvis disse stationer udelades i beregningen af gennemsnittet, vil referenceværdien for de to samfund opnå samme værdi for S_{1-ref} på 22. De fundne referenceværdier for Shannon-diversiteten er hhv. $3,77 \pm 0,2$ for Samfund 1 og $3,49$ for Samfund 2. Referenceværdien for DKI_{ref} er, efter korrektion for saltholdigheden på stationerne, hhv. $0,92 \pm 0,04$ for Samfund 1 og $0,83 \pm 0,04$ for Samfund 2. Standardafvigelsen (middelværdien af standardafvigelser for de enkelte stationer) af DKI_{ref} er i begge tilfælde meget lille (0,04).

Tabel 4.1. Gennemsnitsværdier (1985 – 2021) samt beregnede referenceværdier for artsrigdom S_{1-ref} , Shannon-diversitet H'_{ref} og DKI_{ref} (v.3) for hver station. S_{max} og H_{max} , angiver de højest observerede værdier henholdsvis S_1 og Shannon-diversiteten for hver station. Øverst (grå baggrund): Stationer der tilhører Habitattype 1, Nederst (grøn baggrund) Stationer der tilhører Habitattype 2

ID	S_{max}	H_{max}	Gens. DKI	Gens H'	Gens. S	S_{ref}	H_{ref}	DKI_{ref}
14	27	4,41	0,92	3,30	15	23	3,98	0,97
42	35	4,30	0,78	2,49	9	21	3,63	0,88
150	28	4,64	0,88	3,30	13	25	3,98	0,99
155	18	3,91	0,82	3,04	11	16	3,67	0,92
409	29	4,06	0,76	2,90	15	23	3,72	0,91
31S	26	4,16	0,71	2,86	12	20	3,76	0,89
P21	35	3,76	0,61	2,32	10	23	3,44	0,86
P26	29	4,35	0,80	3,40	14	21	4,00	0,9

Gens.	28	4,20	0,79	2,95	12	22	3,77±0,2	0,92±0,04
158	14	3,58	0,49	1,85	5	10	2,81	0,81
413	24	4,12	0,56	2,31	8	18	3,47	0,84
444	8	2,81	0,34	1,02	3	6	2,14	0,75
939	34	4,84	0,62	2,71	11	25	4,14	0,85
952	16	3,30	0,46	1,59	5	11	2,96	0,78
1402	26	4,14	0,65	2,86	12	21	3,73	0,85
1416	24	3,88	0,62	2,54	12	21	3,56	0,85
16N21	17	3,55	0,51	2,14	6	13	3,13	0,8
P11	27	4,05	0,63	2,69	12	22	3,64	0,85
P23	36	4,25	0,77	3,09	13	23	3,87	0,9
P35	29	3,83	0,68	2,68	13	22	3,72	0,88
P46	27	4,17	0,62	2,67	11	22	4,12	0,84
P6	29	4,50	0,68	3,27	13	23	3,89	0,85
P9	31	4,40	0,63	2,95	11	21	3,61	0,83
Gens.	24	3,96	0,59	2,46	9,6	18	3,49±0,55	0,83±0,04

4.3 Langtidsudviklingen i bundfaunaen i Kattegat

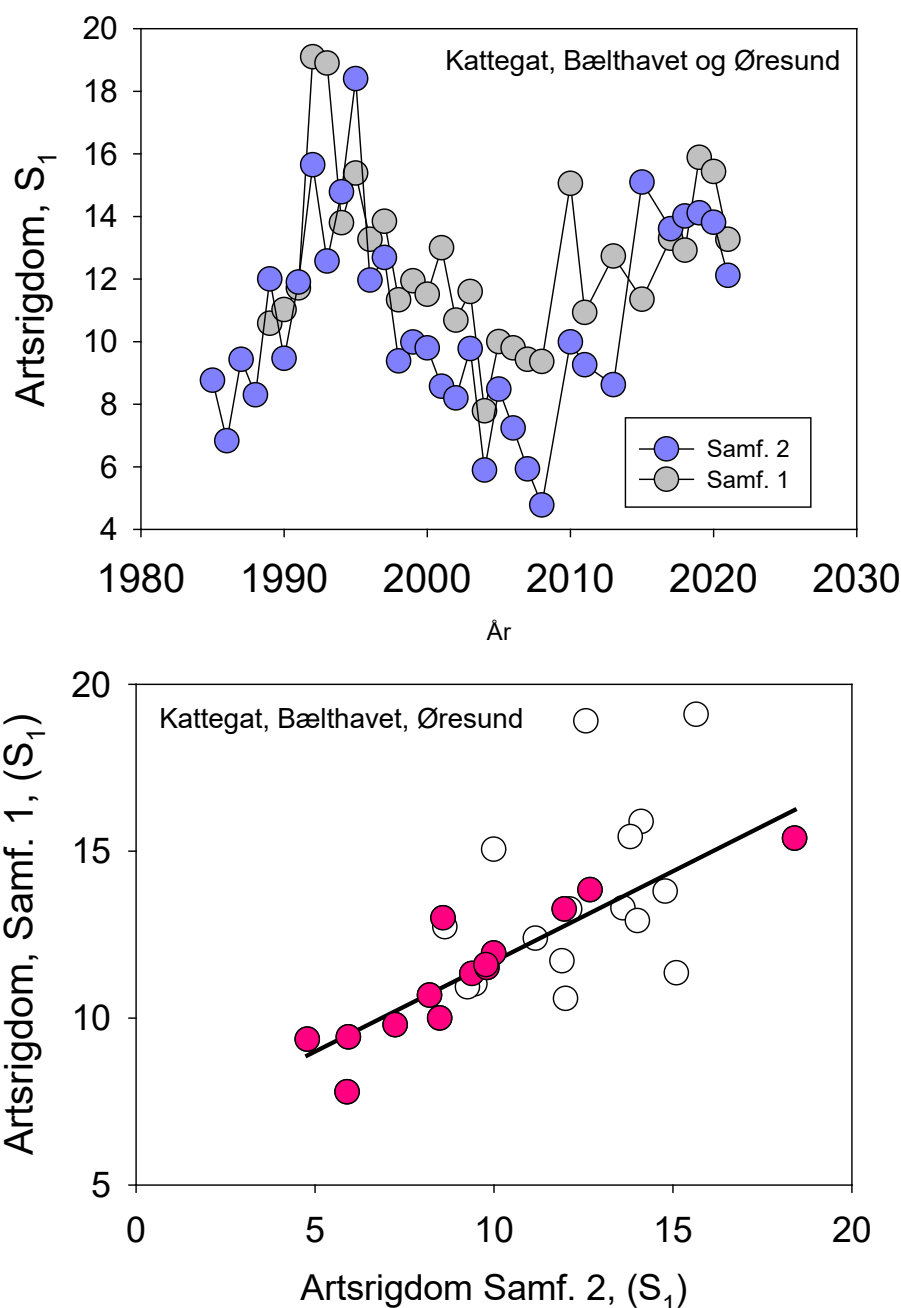
Moniteringen af bundfaunaen i de indre danske farvande startede lang tid før den systematiske overvågning af fiskefartøjerne begyndte. Den systematiske prøvetagning af bundfaunaen med hapsbundhenter går således tilbage til 1985. De første tilsvarende VMS-data er fra 2005, idet der ses bort fra de tre første år 2002-2004, hvor VMS-overvågningen ikke var fuldt indkørt (Pers. com. Fiskeristyrelsen, 2022).

Perioden (1985 – 2021), hvorfra der er sammenfaldende trawl- og biodiversitetsdata er en periode, hvor bundfaunaen undergik store forandringer i hele området i de indre danske farvande. Langtidsudviklingen i bundfaunaens artsrigdom viser et to-toppet forløb med en top i midten af 1990'erne, der blev efterfulgt af en periode på 14 år, hvor artsrigdommen, målt som antal arter pr. hapsprøve (S_1) faldt eksponentielt i både Samfund 1 og 2. I 2010 vendte udviklingen og prøvetagningen viste det år en markant rekruttering på samtlige stationer. I perioden herefter (2010-2021) var der generelt fremgang i artsrigdommen, og efter 2017 har artsrigdommen ligget på niveauet fra midten af halvfemserne (Figur 4.2). I perioden hvor artsrigdommen faldt (1995-2008) viste Samfund 2 (stationerne på habitattype 2) et signifikant eksponentielt henfald med en rate på 8,1 % år^{-1} ($R=0,89$, $P>0,0001$) i artsrigdommen. Samfund 1 viste tilsvarende et fald i artsrigdommen med en eksponentiel henfaldsrate på 3,8 % år^{-1} ($P<0,0001$). I hele den periode, hvor der er prøvetaget på begge bundtyper (1989-2021) udviklede artsrigdommen sig parallelt på de to habitater (Figur 4.2), og artsdiversiteten på hver af de 22 stationer, viser hver især signifikant korrelation til udviklingen på de øvrige stationer. Den enlige station der ligger i Arkonahavet (st. 444), viser dog ikke signifikant korrelation til artsdiversiteten på de øvrige stationer i Kattegat (Appendiks 1).

I perioden 1995-2008 var den faldende artsrigdom associeret med et tilsvarende eksponentielt fald i bundfaunaens samlede tæthed på begge bundtyper, hvor tætheden i Samfund 2 faldt med en rate på 11 % ($R=0,82$, $P=0,0004$) og Samfund 1 faldt med en rate på 7 % om året ($R=0,75$; $P=0,0019$). I løbet af denne periode faldt tætheden i hele området til blot 23 % af niveauet i 1995, hvor den toppede.

Biomassen af bundfaunaen er i begge samfund domineret af få meget store arter, som forekommer meget sporadisk i prøvematerialet. Det drejer sig om slægterne: *Arctica* (molboøsters), søpindsvinene *Echinocardium* og *Brissopsis* samt store arter af leddyr såsom *Pangurus* (eremitskrabbe) og *Carcinus* (strandkrabbe). Når man ser bort fra disse arter, faldt biomassen af de fire dominerende taxonomiske hovedgrupper med 6,5 % år⁻¹ i samfund 2 (P=0,01) og gruppen af bløddyr og ledorme faldt med 10,5 % år⁻¹ (P=0,01). I Samfund 1 forekom der i samme periode, et ikke signifikant fald i den samlede biomasse (alle taxonomiske hovedgrupper) på ca. 2 % år⁻¹ hvor gruppen af ledorme og bløddyr faldt med hhv. 5 % år⁻¹ og 3 % år⁻¹.

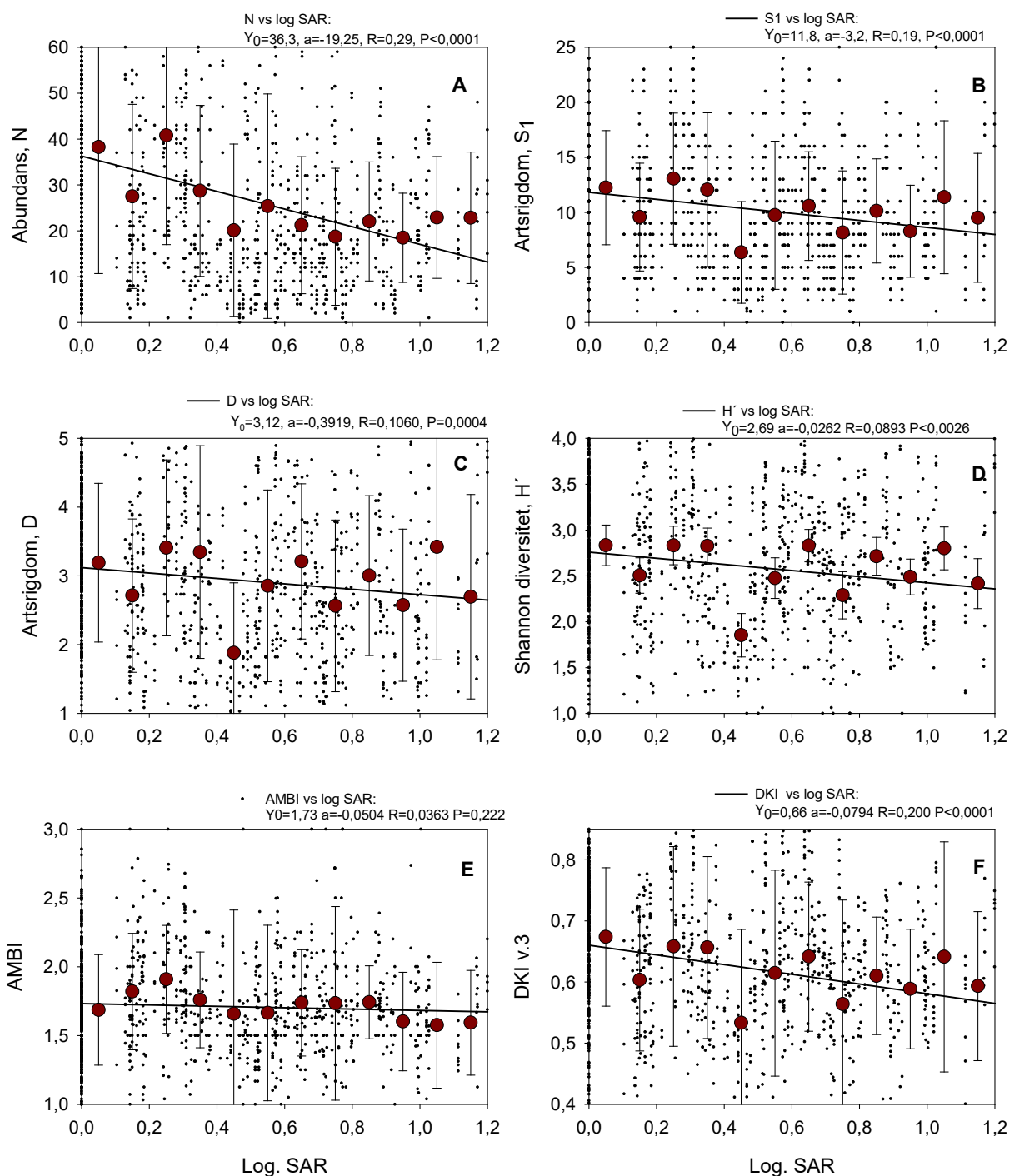
Figur 4.2. Øverst. Udvikling i gennemsnitlig artsrigdom (S_1) i de to bundfaunasamfund (Samfund 1 og Samfund 2) i perioden 1985-2021. Samfund 1 er repræsenteret med 7 stationer og Samfund 2 repræsenteret med 15 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund. Nederst. Artsrigdommen (S_1) i Samfund 1 afbildet mod artsrigdommen i samfund 2. Røde symboler repræsenterer perioden 1995 - 2008. Linje angiver lineær regression (hældning: 0,54, $R^2 = 0,82$, $P < 0,0001$)



4.4 Effekter af bundtrawling på bundfaunaen

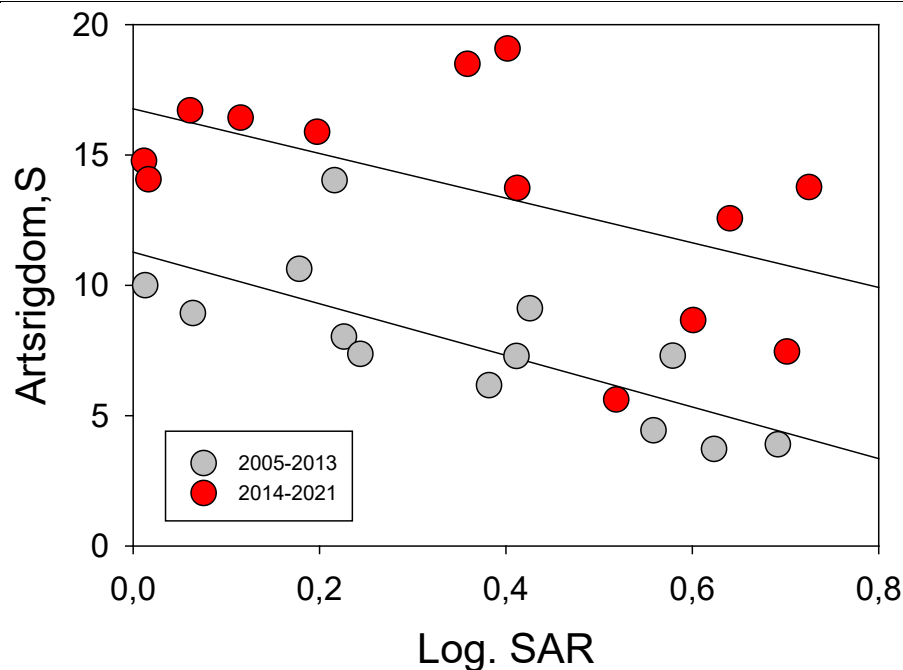
Relationen mellem bundtrawlingintensiteten og de forskellige biodiversitets- og miljøkvalitetsmål i HELCOM-datasættet, er undersøgt for det samlede datasæt, der stammer fra stationerne på Habitattype 2, dog undtaget den enlige

station i Arkonahavet (st. 444) hvor fiskeriet forventes at være målrettet andre arter og levesteder på havbunden. Der er i alt 1130 bundfaunaprøver fordelt på 16 stationer, der kan tilknyttes en bundtrawlintensitet (beregnet værdi for SAR) i perioden 2005 - 2021. De udregnede indekssværdier er sammenholdt med den samlede bundtrawlintensitet i de forudgående 12 måneder fra maj til april (udregnet som SAR indenfor en radius på 250 m, se afsnit 3.2.). I lighed med Sköld m.fl. (2018), er der anvendt logaritmen til SAR ($\log_{10}$ SAR) som den uafhængige variabel og bundfaunaen (afhængige variabel) er beskrevet med parametrene: Tæthed (N), antal arter (S_1), Margalefs indeks (D), Shannondiversitet (H'), AMBI, samt DKI v.3. Resultaterne af regressionsanalyserne viser en meget stor variation omkring regressionslinjerne grundet især den rumlige spredning af prøverne. Der blev fundet signifikant negative relationer mellem alle de parametre, der enten udtrykker biodiversitet eller er relaterede til bundfaunaens biodiversitet (Figur 4.3). Beregnede værdier af følsomhedsindekset AMBI viste, som den eneste parameter, ingen relation til trawlintensiteten. Individttætheden (N), Artsrigdommen (S) og DKI var de tre parametre med det højeste signifikansniveau ($P < 0,0001$ i alle tilfælde). Regressionerne viste, at på tværs af alle år og alle stationer, så medfører en enkelt overtrawling et fald i individtallet på 5,7 individer pr. hapsprøve (svarende til en reduktion på 16 % eller en reduktion på ca. 400 individer pr. kvadratmeter) og en reduktion i artsrigdommen på ca. en art pr. prøve (8 % reduktion). Langt de fleste prøver i dette datasæt kommer fra kronisk trawlede områder. Dvs. "0"-værdierne indikerer, at stationen blot har været trawlfri 12 måneder forud for prøvetagningen af bundfauna. Antallet af observationer hvor stationen har været trawlfri i 2 år eller mere er væsentlig færre (ikke vist). Den gennemsnitlige artsrigdom på stationerne (Samfund 2) mod den tilsvarende gennemsnitlige log. SAR i perioderne 2005 - 2013 og 2014 - 2021 viser i begge tilfælde en signifikant negativ relation (Figur 4.4) med samme hældningskoefficient (ingen signifikant forskel mellem hhv. $9,8 \pm 2,6$ og $8,6 \pm 3,8$) men med forskellig skæring med y-aksen (trawlintensitet = 0) idet $Y_0 = 11,3 \pm 1,1$ for perioden 2005 - 2013 ($P=0,002$) og $Y_0 = 16,8 \pm 1,7$ for perioden 2014 - 2021 ($P=0,04$).

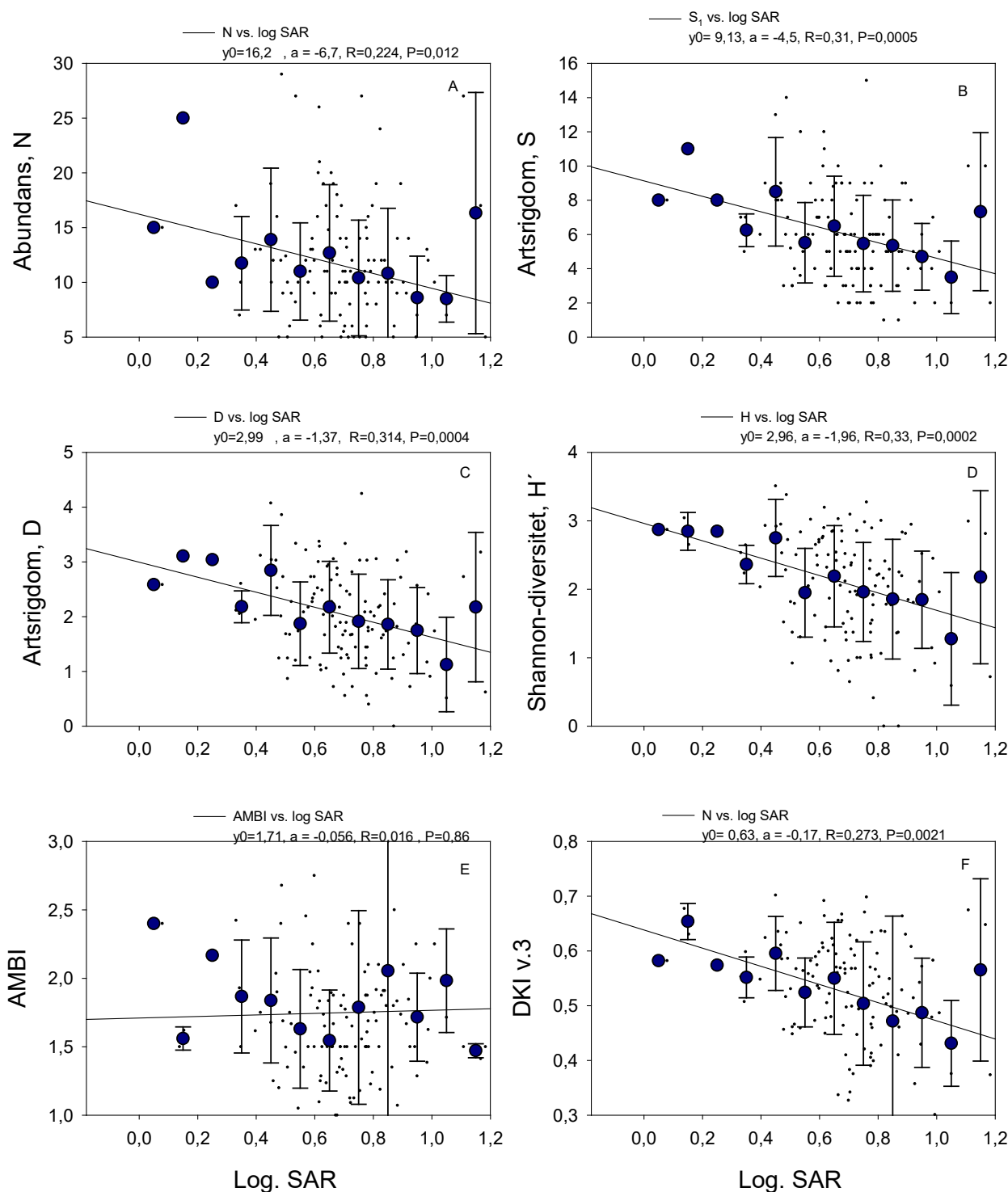


Figur 4.3. Diversitet og følsomhedsindices mod logaritmen til SAR (Swept Area Ratio) for alle observationer (N=1130) på den dybe mudderbund (Samfund 2). **A**) Individtæthed (antal individer pr. prøve = 1/70 m²), **B**) Artsrigdom pr. prøve. **C**) Margalefs artsrigdomsindex ("D"). **D**) Shannon-diversitet (H'), **E**) AMBI og **F**) DKI v.3. Store symboler angiver værdier midlet over intervaller af logaritmen til SAR på 0.1 med angivelse af standardafvigelse. Små symboler angiver observationer for de enkelte hapsprøver. Linjer angiver lineær regression mellem de enkelte parametre og SAR. Resultater af regression samt signifikansniveau er angivet over kurverne. Det totale antal observationer (N) er i alle tilfælde 1130.

Figur 4.4. Lineær regression mellem: Øverst; Gennemsnitlig artsrigdom (2005 – 2013) mod gennemsnitlig log. SAR. ($Y_0 = 11,2 \pm 1,0$ hældning: $9,9 \pm 2,6$, $R = 0,74$, $P = 0,0024$). Nederst; Gennemsnitlig artsrigdom (2014 – 2021) mod log. SAR ($Y_0 = 16,8 \pm 1,7$ hældning: $8,6 \pm 3,8$, $R = 0,54$, $P = 0,04$).



Korttidseffekterne af trawling er blevet undersøgt i en rumlig trawlgradient i det ellers homogene område mht. sedimentforhold, vanddybde og bundsalinitet (Hesselø-datasæt). Relationen mellem log. SAR, i de foregående 12 måneder, og de samme biodiversitets- og miljøkvalitetsparametre, som for HELCOM-datasættet (dvs. N, S, D, H', AMBI og DKI) blev udregnet for de i alt 126 individuelle stationer. Trawlintensiteten på det 257 km² store område var generelt højere end i HELCOM-datasættet og alle stationer var blevet trawlet i det foregående år. De lineære regressionsanalyser viste signifikante negative korrelationer mellem alle biodiversitetsparametrene og DKI (N, S, D, H', DKI) mens AMBI, ligesom for HELCOM-datasættet ikke viste nogen signifikant relation til bundtrawlintensiteten (Figur 4.5). Regressionsanalysen viser, at en enkelt overtrawling i gennemsnit reducerer individtætheden med 13 % (fra 16,2 til 14 individer pr. prøve svarende til en reduktion på ca. 140 individer pr. kvadratmeter). Relationen mellem artsrigdom (S_1) og log. SAR viser tilsvarende en reduktion på 13 % fra ca. 9 til ca. 8 arter pr. prøve.



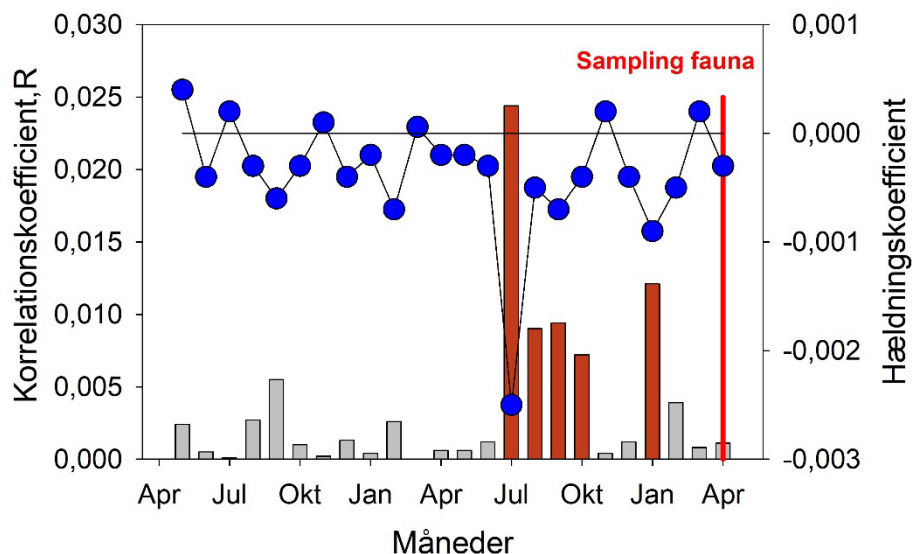
Figur 4.5. Tæthed, diversitet og følsomhedsindices mod logaritmen til SAR (Swept Area Ratio) på 126 stationer i det sydlige Kattegat (Hesselø-datasættet). Analysen inkluderer alle enkeltobservationer ($N = 142$). **A)** Individtæthed (antal individer pr. prøve = $1/70 \text{ m}^2$), **B)** Artsrigdom pr. prøve (S_1). **C)** Margalefs artsrigdom indeks (D). **D)** Shannon-diversitet (H'), **E)** AMBI og **F)** DKI v.3. Store symboler angiver værdier for SAR og er grupperet i intervaller af 0,1 (log. SAR) med angivelse af standardafvigelse. Små symboler angiver observationer for enkelte haps. Resultater af regression samt signifikansniveau er angivet over kurverne. Det totale antal observationer (N) er i alle tilfælde 142.

4.5 Bundtrawleffekter på rekruttering

Betydningen af årstiden for bundtrawlpåvirkningen af de forskellige diversitets- og miljøindices i HELCOM-datasættet (2005-2013) blev undersøgt ved at sammenligne korrelationskoefficienten for regressionen mellem trawlintensiteten (her målt som antal VMS-pings indenfor en radius på 4,5 km fra

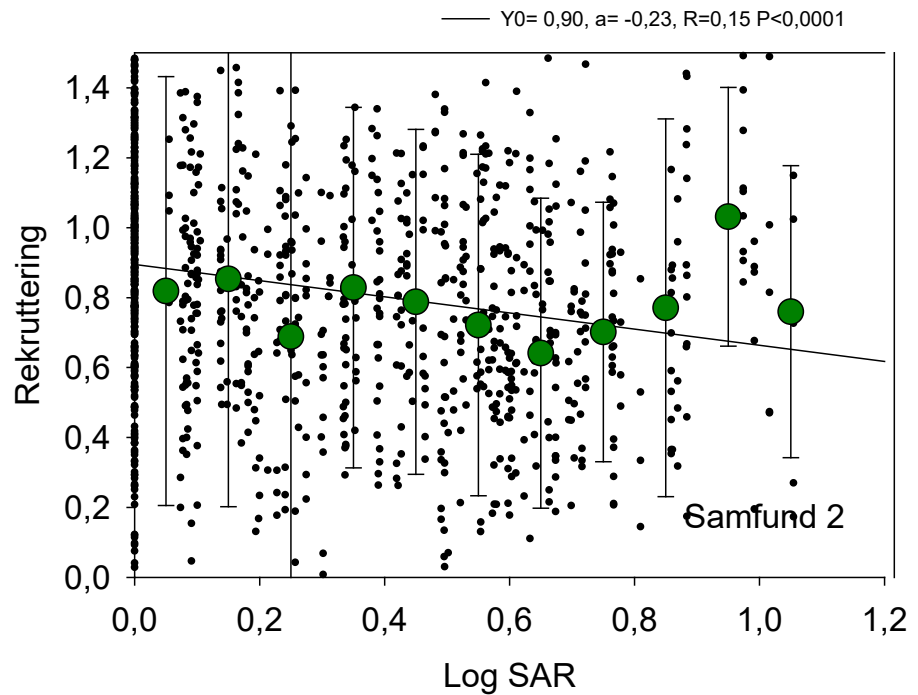
faunastationer) og den relative artsrigdom (udregnet som forholdstallet mellem den observerede artsrigdom (S/S_{ref}) måned for måned, året forud for prøvetagningen af hver bundfaunaprøve.

Figur 4.6. Korrelationskoefficienter (søjler) og hældningskoefficienter (blå symboler) for regressionsanalyser mellem den relative artsrigdom (S/S_{ref}) og SAR i perioden 2005 – 2013 udregnet måned for måned forud for prøvetagningen af bundfaunaen på habitattype 2. Brune søjler angiver måneder hvor der er en signifikant negativ hældning på regressionslinjen.



Analysen viser, at den bundtrawlintensitet, der finder sted om sommeren, har den mindste "P-værdi" ($P > 0,0001$) og korrelerer dermed bedst med den artsrigdom, der observeres næste forår i bundfaunaprøverne (Figur 4.6). En tilsvarende analyse for perioden 2015-2021 viser samme mønster, om end korrelationskoefficienten er mindre. I dette datasæt er det også juli måned der korrelerer bedst med artsrigdommen næste forår. Tilsvarende analyser blev udført for relationen mellem log. SAR og Shannon-diversiteten (H') samt mellem log. SAR og DKI. Her forekom den mest signifikante relation for SAR i august måned (med $P < 0,0001$ hhv. $P = 0,0002$). For at undersøge den generelle effekt af bundtrawling på rekruttering blev værdien for rekrutteringsindekset udregnet for HELCOM-datasættet og relateret til log. SAR (Figur 4.7). Beregningen af indeksværdien, som sker på baggrund af den gennemsnitlige biomasse for hver art, i hver prøve, er uafhængig af diversitetsberegningerne. Resultatet viser, at der er en meget signifikant negativ relation ($p < 0,0001$) mellem rekrutteringen på den enkelte station og den trawling, der har foregået på stationen i det forudgående år. Da indeksværdien beregnes som gennemsnittet for alle arter i en prøve i forhold til en fast medianværdi (Ligning 6), er beregningen uafhængig af den samlede tæthed og uafhængig af beregningen af de øvrige biodiversitetsmål. Resultatet er dermed en uafhængig bekræftelse af, at de forskellige arters rekrutteringssucces reagerer ensartet på bundtrawlintensiteten, ved at rekruttering falder med stigende bundtrawlintensitet.

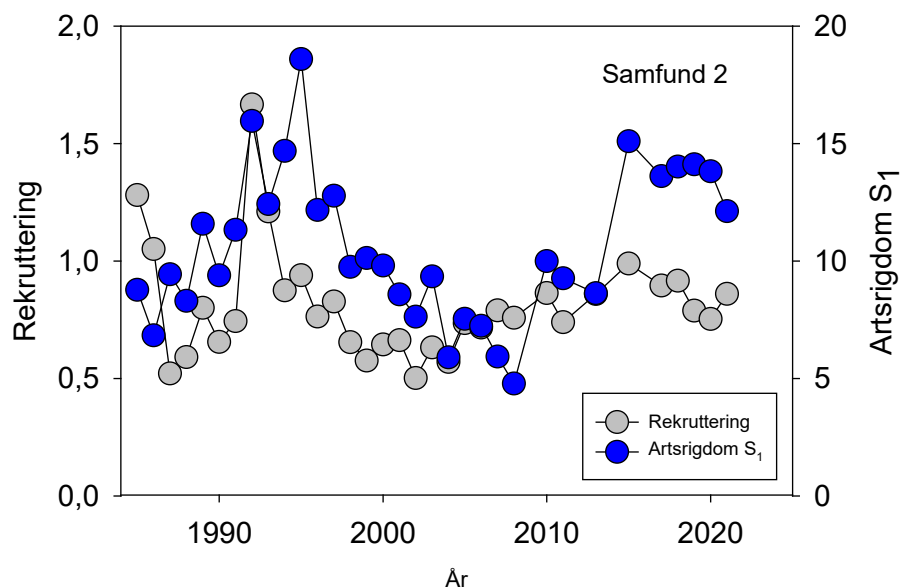
Figur 4.7. Rekruttering mod SAR for alle observationer på Habitattype 2. Store symboler angiver værdier for rekruttering (R) versus log. SAR grupperet i intervaller på 0,1 med angivelse af standardafvigelse. Små symboler angiver observationer for de enkelte prøver og linje angiver lineær regression mellem rekrutteringsindeksværdi og log. SAR. Regressionsresultater: hældning: -0,54, $R=0,15$, $P<0,0001$ ($N=1130$).



4.6 Tidlig udvikling af rekruttering

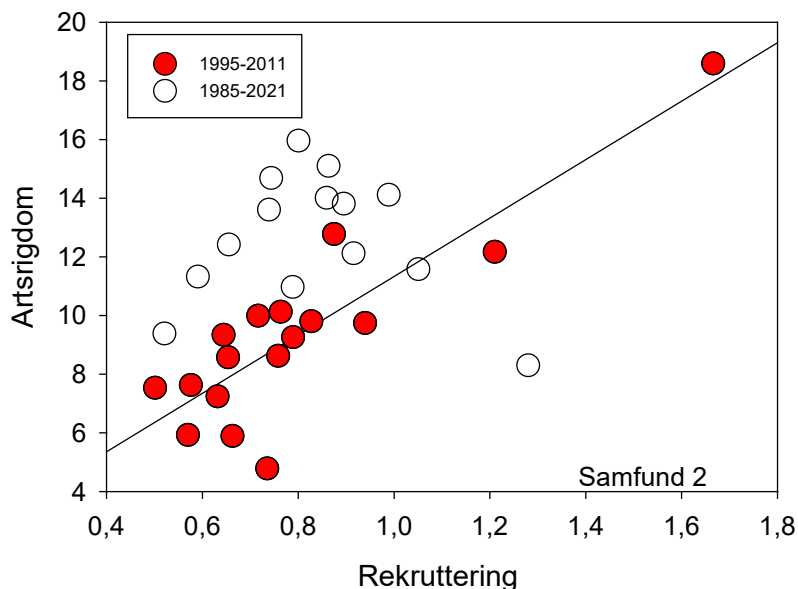
Koblingen mellem langtidsudviklingen i bundfaunaens biodiversitet og de mellemårlige variationer i rekruttering, blev undersøgt for perioden 1985-2021 for alle stationer i HELCOM-datasættet (Figur 4.8, Figur 4.10). Udviklingen i de to parametre; artsrigdom (S) og rekruttering (R) viser, at den generelle langtidsudvikling af bundfaunaens artsrigdom er signifikant ($p<0.0001$) korreleret til udvikling i rekrutteringsindekset, som biodiversiteten følger med en tidsforsinkelse på ca. 3 år for samfund 2 (Figur 4.9).

Figur 4.8. Tidlig udvikling (1989-2021) af artsrigdom S_1 (blå symboler) og rekruttering i bundfaunasamfund på habitattype 2.



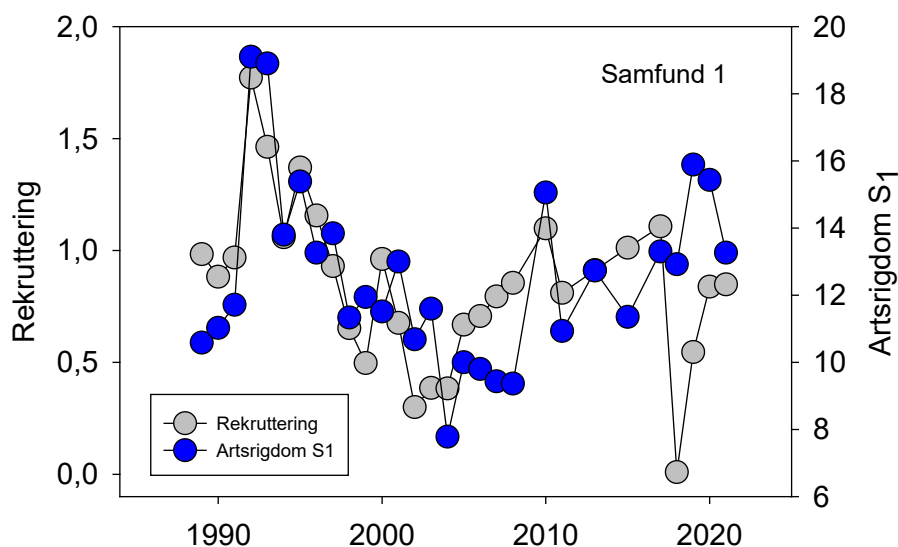
Det bekræfter, at de koblede svingninger mellem stationernes biodiversitet kan knyttes til koblede regionale variationer i de enkelte arters rekruttering til bundfaunasamfundet.

Figur 4.9. Relation mellem artsrigdom (S_1) og rekruttering 3 år forud for prøvetagningen af bundfauna på habitattype 2 i perioden 1985 - 2021 (åbne symboler). Røde symboler angiver perioden 1995 - 2011 hvor der skete et fald i artsdiversiteten (1995 - 2008) og efterfølgende en stigning (2010 - 2011). Linje angiver lineær regression ($R=0,87$, $P<0,0001$)



For Samfund 1, er der ligeledes en tæt korrelation mellem rekrutteringen og biodiversiteten, men her er der ikke tale om en tidsforsinkelse i biodiversitetens reaktion på ændringerne i rekrutteringsindekset (Figur 4.10).

Figur 4.10. Tidslig udvikling (1989 - 2021) af artsrigdom S_1 (blå symboler) og rekruttering i bundfaunasamfund på habitattype 1.



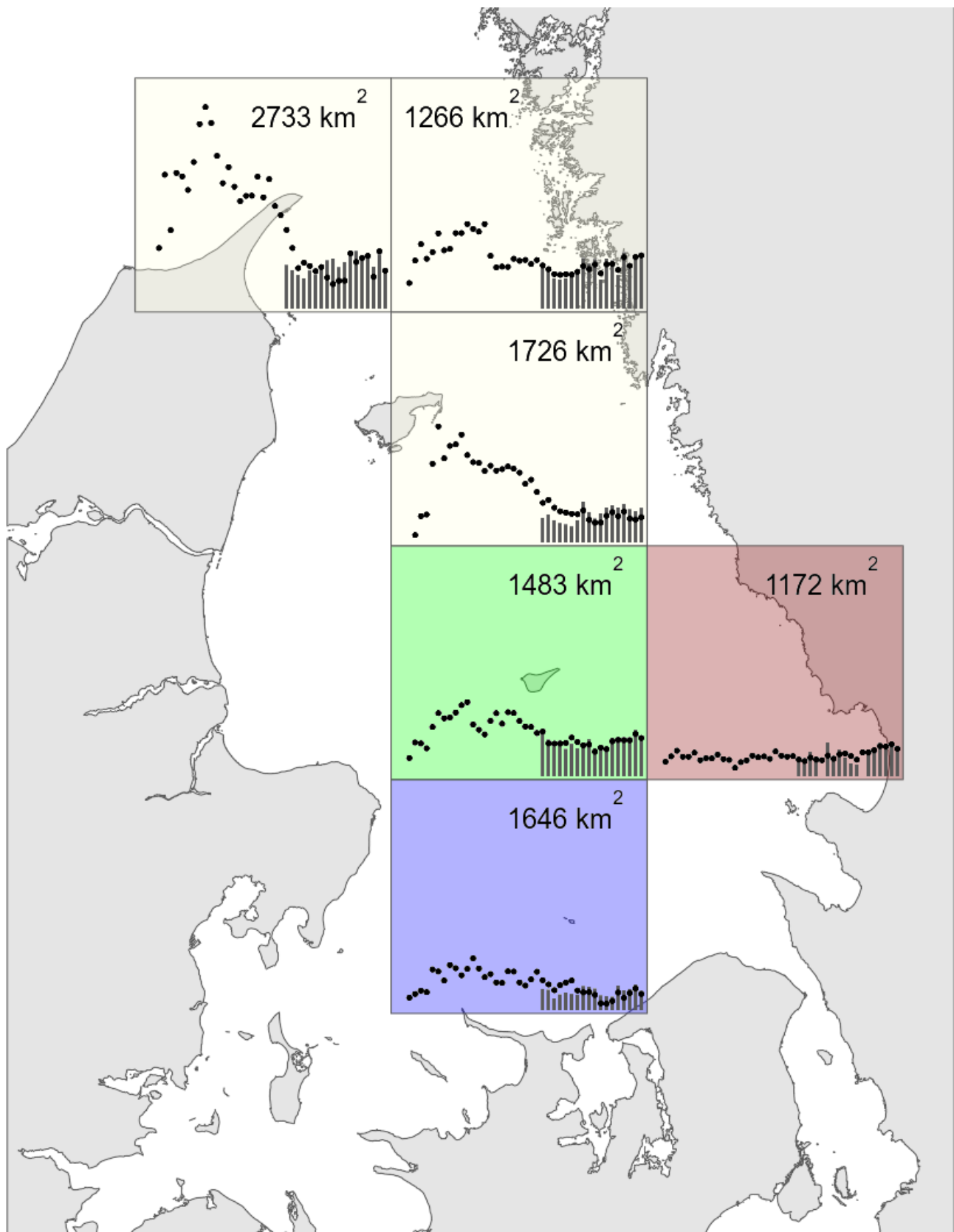
Det blev desuden undersøgt, om der var forskelle mellem de taksonomiske hovedgrupper (leddyr, ledorme, bløddyr og pighuder) mht. til den tidslige udvikling i rekruttering. Resultatet viste, at det hovedsageligt var rekrutteringen af ledorme og bløddyr, der tydeligst undergår store variationer over tid i deres rekruttering og at disse svingninger styrer langtidsudviklingen i bundfaunasamfundets biodiversitet og tæthed (data ikke vist). Leddyrenes rekruttering fulgte langtidsudviklingen i de øvrige dyregruppers rekruttering på habitattype 2, men ikke på habitattype 1. Størstedelen af leddyrerne har direkte udvikling (dvs. ikke-pelagiske larver) og den forskellige langtidsudvikling i de forskellige dyrerækker kan forklares med, at leddyrerne, da de rekrutterer lokalt, har været påvirket af bundtrawling på habitattype 2, men ikke på habitattype 1. Deres rekruttering er, i modsætning til de tre andre taksonomiske hovedgrupper, ikke påvirket af larver fra andre områder.

4.7 Historisk udvikling i bundtrawling og biodiversitet

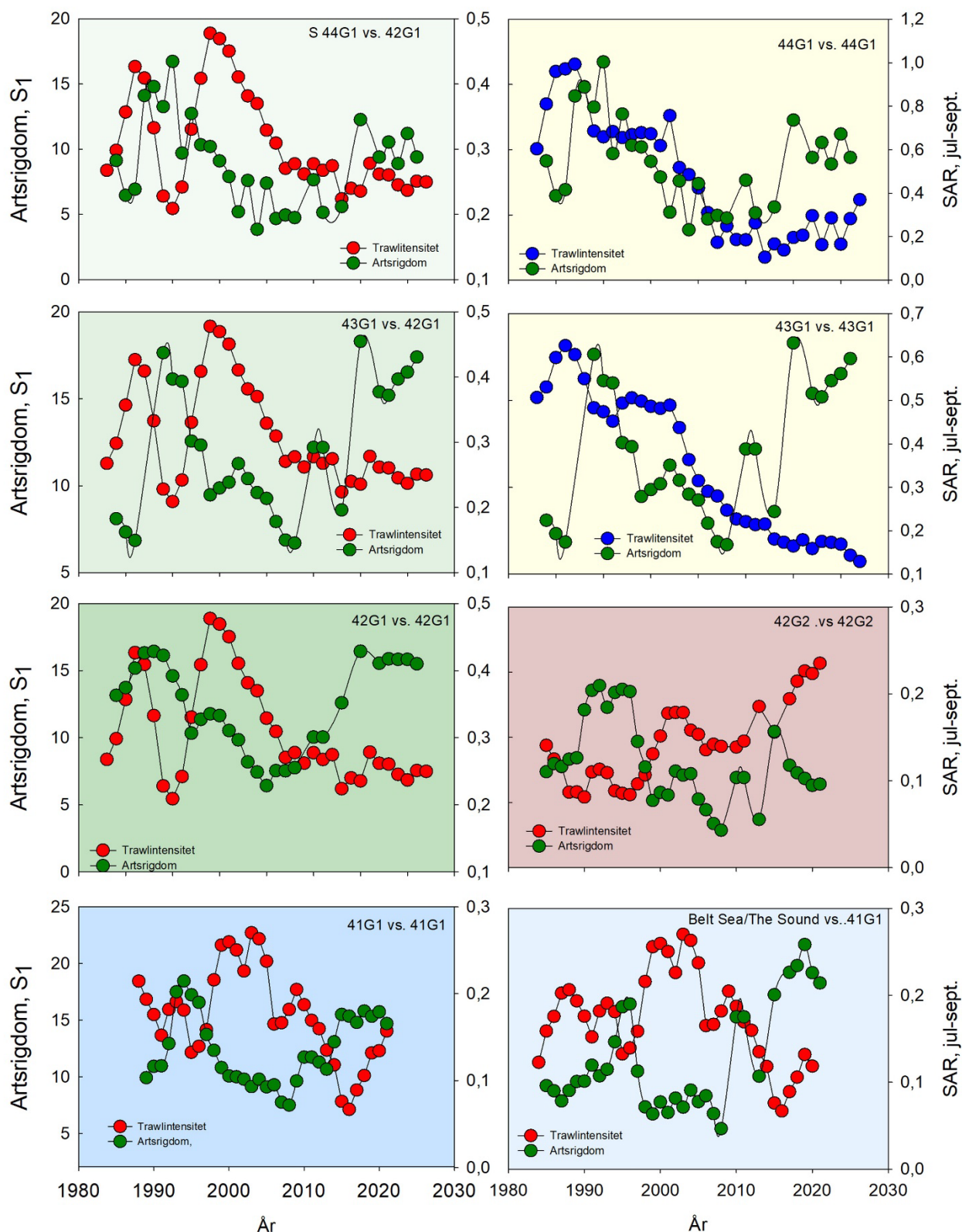
Den periode hvorfra der er VMS-data (2005-2021), er samtidigt en periode hvor bundfaunaens tæthed, biomasse og biodiversitet undergik store forandringer, og analyserne af relationen mellem bundtrawlintensiteten og bundfaunaens biodiversitet var også forskellige i de to perioder (afhængigt af om biodiversiteten var faldende eller stigende). Den stærkeste negative korrelation mellem SAR og biodiversiteten i perioden 2005 – 2013, kunne ikke genfindes i den senere periode hvor korrelationen var væsentlig ringere, om end den var signifikant. Dette, sammen med den observation, at tidlige variationer i rekruttering er afgørende for den regionale udvikling i biodiversiteten, gør det relevant at sammenligne den regionale udvikling i hhv. bundtrawling og rekruttering for den del af biodiversiteten, som har planktoniske larvestadier.

I perioden før 2005 er fiskeriet dokumenteret i logbogsdata hvor der er registreret landinger, sejldage, redskaber mm. Disse oplysninger er registreret med en rumlig opløsning, der er givet ved de såkaldte ICES-rektangler (*Figur 4.11*). På baggrund af parametre for logbogsdata, er der opstillet en generel lineær model for relationen mellem sejldage og SAR, hvor SAR er estimeret for det samlede trawlpåvirkede areal i hvert af de seks ICES-rektangler: 44G0, 44G1, 43G1, 42G1, 42G2 og 41G1. I perioden fra 2005-2021, hvor der er overlap mellem de VMS-baserede estimer af SAR og de logbogs-baserede estimer af SAR, er der en meget tæt korrelation mellem de to estimer (*Figur 4.11*). I 43G1 er der dog en tendens til, at den logbog-baserede udregning overestimerer SAR i begyndelsen af perioden (2005-2013), og underestimerer SAR i slutningen af perioden, hvilket kan skyldes, at der kommer flere både med i VMS-overvågningen i slutningen af perioden. Modellerede værdier for SAR i perioden 1982 viser generelt stigende trawlintensiteter fra midten af 1980 og frem til begyndelsen af 1990'erne hvorefter den årlige trawlintensitet er lav et par år (1994-1996), efterfulgt af meget høje værdier omkring 1998, faldende trawlaktiviteter i perioden 1998 - 2013 og endelig en stigning fra 2014 og frem (*Figur 4.11*).

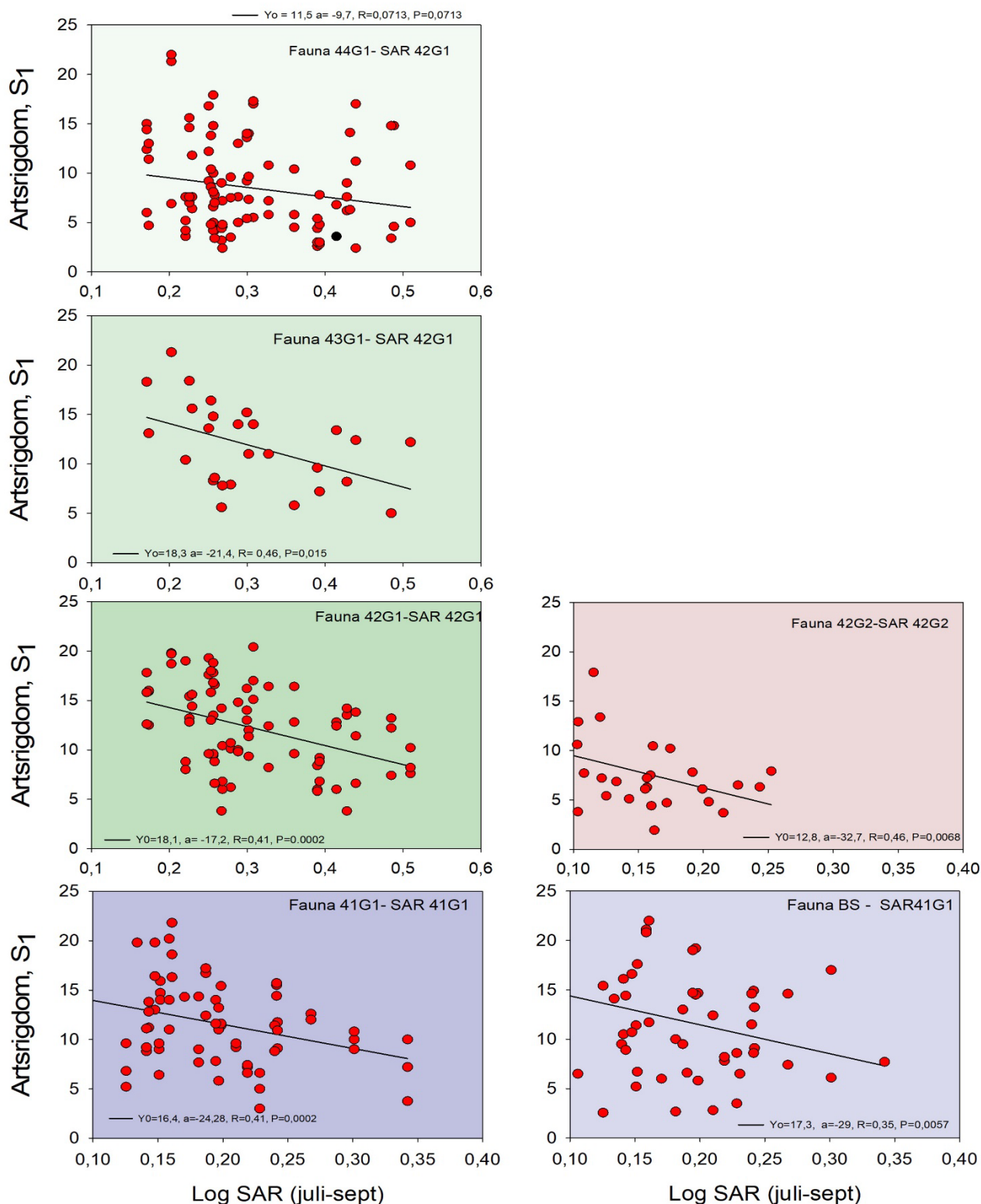
Langtidsudviklingen i trawlintensitet (1985-2021) i sommerperioden (juli-september) og den tilsvarende udvikling i bundfaunaens biodiversitet, repræsenteret ved de faunastationer, der ligger indeni de enkelte ICES-rektangler, viser for rektanglerne 41G1, 42G1 og 42G2 at biodiversiteten er lav i perioder med høj trawlintensitet og tilsvarende er høj i perioder med lav trawlintensitet (*Figur 4.12*). Desuden viser langtidsudviklingen i trawlintensitet og bundfaunaens biodiversitet reciprokke svingninger med bølgelængder på 5 - 12 år. Der er dog ikke nogen tydelig indikation på årsag og virkning i denne faseforskydning. Dvs. at det er uvist om det er bundtrawlintensiteten der reagerer positivt på høj biodiversitet med en tidsforsinkelse på 3 - 5 år eller om det er biodiversiteten, der med tilsvarende tidsforsinkelse, reagerer positivt på lav trawlaktivitet. I ICES-rektanglerne 43G1, 44G1 viser bundfaunaen i selve rektanglerne en højere korrelation til trawlaktiviteten i rektangel 42G1 end trawlaktiviteten i samme rektangel (*Figur 4.13*). I Bælthavet og Øresund hvor trawlaktiviteten ikke er rekonstrueret (antages at være nul i Øresund grundet trawlforbuddet) viser bundfaunaens biodiversitet tilsvarende en signifikant negativ korrelation til trawlaktiviteten i rektangel 41G1.



Figur 4.11. Rekonstruerede værdier af "Swept Area Ratio" i perioden 1982 - 2021 beregnet ud fra logbogsdata for hvert af ICES-rektanglerne 44G1, 43G1, 42G1, 42G2 og 41G1 (runde symboler). Søjler i perioden 2005-2021 er baseret på beregnede gennemsnitsværdier for SAR beregnet for hele det bundtrawlpåvirkede område (angivet øverst til højre i hvert ICES-rektangel).

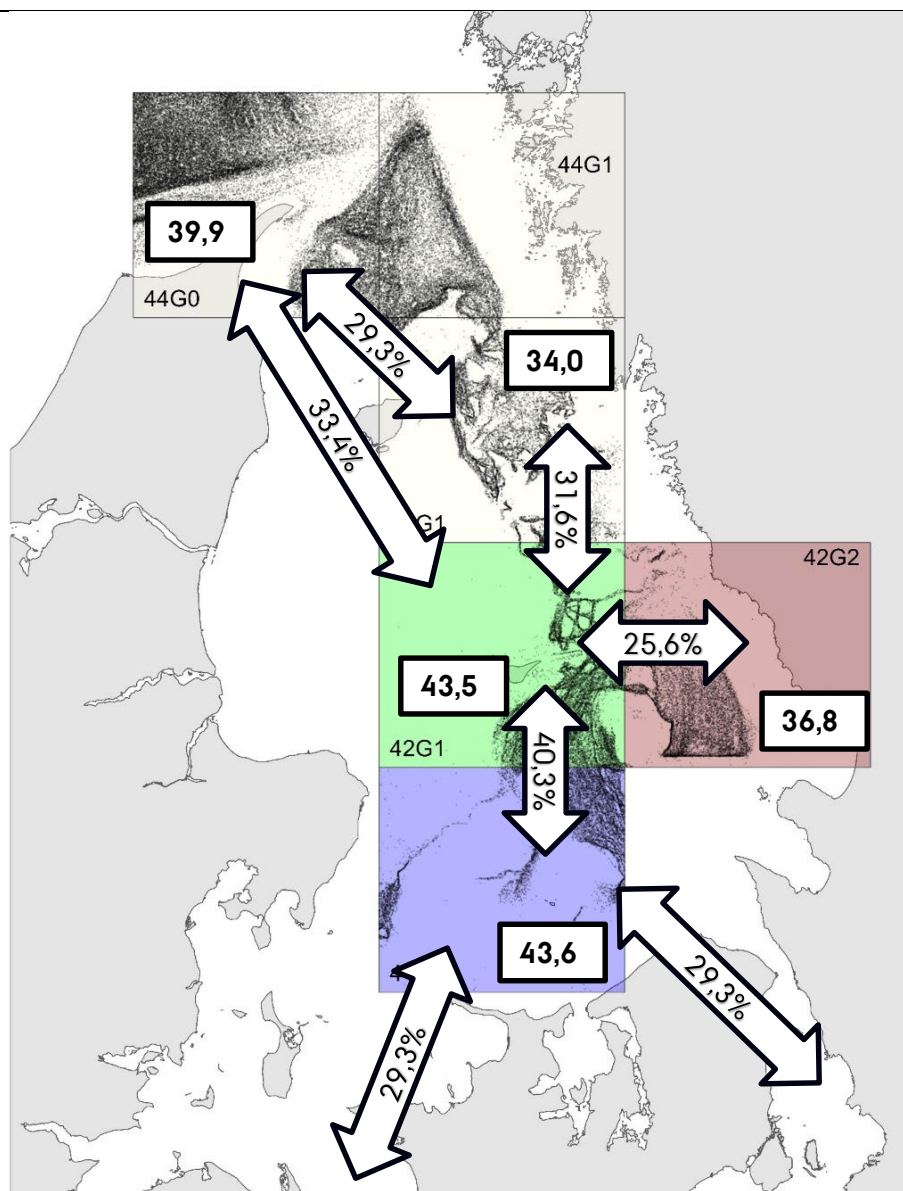


Figur 4.12. Tidslig udvikling (1985 – 2021) i artsrigdom (S_1 , grønne symboler) og rekonstruerede værdier for log SAR baseret på logbogsdata (angivet på højre Y-akse), summeret over juli-august-september året før prøvetagningen af bundfaunaen (røde symboler). Kurveforløb er udjævnet ved beregning af 3-års løbende gennemsnit. For ICES-rektanglerne 42G1, 42G2 og 41G1 er artsrigdommen matchet mod SAR for samme rektangel mens artsrigdommen i 44G1, 43G1 at matchet mod SAR i 42G1. Tilsvarende er stationerne i Bælthavet matchet mod SAR i 41G1.



Figur 4.13. Relation mellem artsrigdom og rekonstruerede værdier af SAR udtrykt som logaritmen til SAR summeret over juli-august-september året før prøvetagningen af bundfaunaen. S₁ og SAR er beregnet for hvert af ICES-rektanglerne 44G1, 43G1, 42G1, 42G2 og for 41G1, desuden er S₁ beregnet for stationerne i Bøelthavet. For ICES-rektanglerne 42G1, 42G2 og 41G1 er artsrigdommen matchet mod SAR for samme rektangel mens artsrigdommen i 44G1, 43G1 er matchet mod SAR i 42G1. Tilsvarende er stationerne i Bøelthavet matchet mod SAR i 41G1. Farve matcher det rektangel som artsrigdommen er relateret til og farvetonen efter signifikansniveau. Resultater af lineær regression for Y₀, a, R og signifikansniveauet P er indsat i figurene.

Figur 4.14. Similaritet mellem bundfaunasamfund i fem ICES-rektangler i Kattegat. Pile angiver hvilke rektangler der har den største similaritet mellem bundfaunasamfund i perioden 1985 – 2021. Pile angiver den gennemsnitlige procentvise Bray-Curtis similaritet. Tal i bokse angiver den gennemsnitlige similaritet mellem observationerne indenfor rektanglerne. Baggrundskort viser trawlaktivitet (VMS-pings i 2021).



Det eneste ICES-rektangel hvor der ikke er en signifikant sammenhæng ($P=0,07$) mellem bundtrawlaktiviteten 1989 – 2021 og bundfaunaens biodiversitet er rektangel 44G0. En stor del af dette rektangel er beliggende i Skagerrak og den del der ligger i Kattegat, er sandsynligvis påvirket af vandudveksling med Skagerrak.

Resultatet tyder på, at den regionale trawlaktivitet (dvs. den bundtrawlaktivitet der har foregået i andre ICES-rektangler, og dermed langt væk fra faunastationer) har en påvirkning på den biodiversitet, der observeres på de enkelte stationer, selv i det tilfælde hvor de ikke har været udsat for direkte bundtrawling. Den bundtrawling, der foregår i ICES-rektanglerne 41G1 og 42G1 har ifølge analyserne den største negative påvirkning af den regionale biodiversitet. Det tyder på, at disse områder fungerer som donorområder. Analyse af similaritet mellem ICES-rektanglerne (Figur 4.13), styrker denne tolkning, da bundfaunaens sammensætning i de indre danske farvande ligner sammensætningen i dette område, afhængigt af afstanden som disse stationer har til dette område. (Analyse af similaritet vs. distance mellem prøvetagningssteder), data ikke vist).

5 Tolkning og diskussion af resultater

5.1 Måling af bundtrawleffekter

Dette studie viser, i overensstemmelse med tidligere studier af bundfauna-samfunds respons til trawlgradienter, at bundfaunaens diversitet, tæthed og biomasse er signifikant negativt korreleret til både rumlige og tidslige gradienter af trawlintensiteten (fx Ragnarsson & Lindegarth 2009; van Denderen m.fl. 2014; Hansen & Blomqvist 2018; Sköld m.fl. 2018). Studierne viser også samstemmende, at der er meget stor variation i trawlingens effekt på bundfaunaen fra sted til sted, fra habitat til habitat, og især i forhold til den forudgående trawlhistorik på det sted der undersøges. I lighed med dette studie, har et flertal af disse referencer undersøgt områder, der historisk har været kronisk trawlpåvirket. Dvs. at selvom der indgår observationer med trawlintensiteten = 0 i datasættene, så afspejler studierne kun korttidseffekt af trawling som skal ses i tillæg til langtidseffekter af kronisk bundtrawling (Villnäs & Norkko 2011; Callaway m.fl. 2007). Studier af langtidseffekter er sjældne, men for Kattegat har Josefson m.fl. (2018) beskrevet hvordan en række arter har ændret udbredelsesmønstre i løbet af det seneste århundrede, og er forsvundet fra den dybe mudderbund i Kattegat, hvor bundtrawlingen især foregår. Denne manglende biodiversitet er således ikke afspejlet i de referenceværdier, der er givet i dette studie.

En hyppig observation, og medvirkende årsag til lave korrelationskoefficienter i disse trawlgradientstudier er, at man ofte finder observationer i både den lave og høje ende af trawlgradienten, der afviger fra den generelle trend. Dvs. høj biodiversitet ved høj trawlintensitet og meget lav biodiversitet ved lav bundtrawlsintensiteten (Hansen & Blomqvist 2018). Det kan forklares med, at trawling efter jomfruhummer netop opsøger områder med høj biodiversitet, da dette kan være sammenfaldende med høj tæthed af jomfruhummere. Tilsvarende er det muligt at bundtrawlfiskeriet undgår tidligere iltvindsområder hvor både bestanden af jomfruhummere og den øvrige biodiversitet forventeligt er lav (Hansen & Blomqvist 2018). En sådan tilbagekobling er problematisk i forhold til den kausale sammenhæng mellem bundtrawlingen og biodiversiteten, og i forhold til hvad, der er den afhængige og den uafhængige variabel. Når bundtrawlintensiteten, som i dette studie, beregnes som SAR i året forud for prøvetagningen af bundfauna, så antages det implicit, at der er en form for ligevægt mellem bundtrawlingen og biodiversiteten. Men, hvis bundtrawlingen prioriterer områder med høj biodiversitet, så kan høj bundtrawlintensitet betyde, at det er et "nyt" område hvor trawlingen først lige er startet og hvor der altså ikke er indtrådt ligevægt mellem bundtrawlintensiteten og biodiversiteten. Tilsvarende kan et ellers kronisk bundtrawlet område, hvor bundtrawlingen fornyligt er opgivet (måske pga. af faldende fangster), repræsentere et område hvor biodiversiteten er lav samtidigt med SAR er nul (fordi biodiversiteten ikke er i ligevægt med bundtrawlintensiteten).

I lighed med Hansen & Blomqvist (2018), viser dette studie, at de mest følsomme mål for trawleffekter er bundfaunaens tæthed samt de generelle biodiversitetsmål såsom artsrigdom (antal arter i den enkelte prøve) eller Shannon-diversitet. Dette vel og mærke så længe prøvesættet kommer fra et nogenlunde homogent område mht. økologiske grader. Analyser af der dækker større områder med økologiske grader, som fx saltholdighed, kan med fordel bruge multimetriske indeks som fx DKI. Fordelene ved biodiversitetsmål, som DKI, er, at de i sig selv er kvalitetsmål, og de inkluderer både

indirekte og direkte bundtrawleffekter på bundfaunasamfundet. Herudover responderer de mere ensartet på presfaktorer på tværs af de forskellige samfund og bundtyper (Hansen & Blomqvist 2018). At biodiversitetsmål lettere lader sig sammenligne på tværs af forskellige samfund, er også afspejlet i det sæt af referenceværdier, der blev fundet for de to forskellige bundtyper i dette studie. De viste bemærkelsesværdige ens værdier for selv ret forskellige bundfaunasamfund. I modsætning til diversitetsmålene, har følsomhedsmålene, der baserer sig på biologiske træk, vist sig mindre følsomme overfor bundtrawling (Hansen 2019). Dette kan forklares med, at trawlfølsomme arter sandsynligvis allerede er fraværende/fåtalige i Kattegat pga. den kroniske bundtrawling i området. Herudover har dette studie sandsynliggjort, at bundfaunaens reproduktion, larvestadier og den efterfølgende rekruttering er særligt følsomme processer overfor bundtrawling. De ny-bundfældede postlarver har typisk ikke udviklet de karakteristiske biologiske træk, der afgør deres følsomhed/tolerance overfor trawling, og de opholder sig typisk i overfladesedimentet hvor de er mest udsatte overfor bundtrawling. Det kan forklare den tilsyneladende ensartede følsomhed for bundtrawling på tværs af de mange arter af bundfauna i området.

5.2 Lokale bundtrawleffekter på biodiversitet og økosystemer

I forhold til tætheden af bundfaunaen, så viser dette studie, at dødeligheden pr. overtrawling var mellem 11 – 16 % for hele perioden mellem 2005 og 2021. Set over de to perioder 2005 – 2013 og 2014 – 2021, er dødeligheden forskellig, idet individtætheden faldt med hhv. 30 % i den første periode ($P < 0,0001$) og 18 % i den anden periode ($P < 0,0001$). Disse mortalitetsrater er indenfor det interval, der er fundet i forsøg med eksperimentel bundtrawling, hvor dødeligheden blev opgjort til at ligge mellem 6 - 41 % i et litteraturstudie af Hiddink m.fl. (2017). I et tilsvarende studie fandt Sciberras m.fl. (2018) en middelværdi på 26 % pr. overtrawling. Begge studier bygger på forsøg, hvor man har undersøgt dødeligheden af bundfaunasamfund umiddelbart efter en bundtrawlhændelse. I modsætning til disse studier, forventes der i dette studie at have forgået en vis genindvandring mellem den sidste trawlhændelse, og tidspunktet for den årlige prøvetagning og dødelighed på 18 til 30 %, er derfor et konservativt estimat i forhold til de refererede studier. I perioderne 2005 – 2013 og 2014 – 2021 var SAR på den bløde mudderbund i gennemsnit hhv. 1,55 og 2,03 pr år, hvilket giver en årlig dødelighed på det bundtrawlede område på 37 % og 31 %. Over en toårig periode vil dødeligheden være hhv. 59 % og 52 % hvilket vil sige, at mere end halvdelen af de dyr, der har en levealder på >2 år dør som følge af bundtrawling snarere end af andre årsager. Beregningerne bygger på den antagelse, at bundtrawlingen er fordelt jævnt over det område hvor der foregår bundtrawling. Hvis man antager at bundtrawlingen er fordelt lige så ujævnt som de stationer der er undersøgt, vil dødeligheden være hhv. 51 % og 44 % for de to perioder (idet der antages et eksponentielt henfald).

Bundfaunaens biodiversitet, målt som antal arter pr. prøve, viser tilsvarende reduktioner på hhv. 15 % og 26 % pr. trawlhændelse i perioderne 2005-2013 og 2014-2021. De øvrige biodiversitetsmål, dvs. shannondiversiteten og Margalefs indeks viser tilsvarende henfald pr. bundtrawlhændelse.

Bundtrawlingens påvirkning af bundfaunaens biomasse blev ikke undersøgt eksplicit i dette studie. Det er generelt svært at opnå pålidelige estimater for biomassen, når det samlede prøvetaget areal er lille pga. den store variation der er i individvægten inden for en art. En anden usikkerhedsfaktor er at biomassen af individer pr. prøve varierer mere end 5 størrelsesordner både

mellem arter og indenfor den enkelte arts livscyklus. For at opnå et overslag over størrelsesordenen af denne biomasse, kan man gøre den (simple men urealistiske) antagelse, at dødeligheden er fordelt tilfældigt mellem individer uanset deres størrelse og slægtskab. I 2021 var der i gennemsnit ca. 3000 individer pr. m² og ca. 230 g vådvægt pr. m² på den dybe mudderbund. SAR var i gennemsnit 3,6. Hvis dødeligheden pr. bundtrawling antages at være 18 %, svarer det til et biomassetab på 109 g vådvægt pr. m². Dette er sandsynligvis et overestimat, da fx en stor del af biomassen består af store og gamle molboøsters (*Artica islandia*), som må antages at være relativt ufølsomme over for trawling pga. af deres tykke skal. En anden og mere realistisk antagelse er, at individdødeligheden fjerner en biomasse der svarer til individernes medianvægt på tværs af arter. Den er 0,047 g vådvægt (middelværdi af alle arters median vægt (1985-2021 for alle prøver, N = 55.092) hvilket svarer til en fjernelse af biomasse på 67 g vådvægt pr. m² ($3000 \cdot 0,047 \cdot \exp^{(0,18 \cdot 3,6)}$). Med et bundtrawlet areal på op til 10.000 km² svarer det til et årligt bundfaunabiomassetab på anslået (med stor usikkerhed) 0,67 mio. tons vådvægt pr. år i Kattegat. Begge estimater for det årlige biomassetab af bundfauna er mere end det dobbelte af hvad fx det højest estimerede biomassetab forårsaget af iltsvind i de indre danske farvande i forbindelse med iltsvindet i 2002 (Hansen m.fl. 2003; 2004; Conley m.fl. 2007) er. I forhold til det samlede tab af biomasse fra det benthiske økosystem skal lægges tabet af epifauna (som hapsprøver ikke er egnet til at prøvetage) og en betydelig bifangst af fisk (Gislason m.fl. 2021).

Et interessant resultat fra denne undersøgelse er, at bundtrawlpåvirkningen tilsyneladende havde en forskellig effekt på bundfaunaen i de to perioder 2005 – 2013 og 2014 – 2021. Det kan forklares med, at bundfaunaens tæthed og artsrigdom i et område repræsenterer en dynamisk ligevægt mellem en mortalitetsrate og rekruttering til området. Hvis der er en konstant rekruttering til et område, vil tætheden (og principielt artsrigdommen) stige indtil den tæthedsafhængige mortalitet kompenserer rekrutteringen (rekruttering – mortalitet = 0). Hvis dødeligheden stiger som følge af en bundtrawlhændelse, vil det kunne erkendes som lavere tæthed. Den lavere tæthed vil vare ved, indtil der igen er ligevægt mellem rekruttering og mortalitet. Den periode der går indtil der igen er ligevægt beskriver "recovery time". Ved en given bundtrawlfrekvens vil tætheden af bundfaunasamfundet derfor stabilisere sig på et niveau hvor dødeligheden pr. bundtrawlhændelse balancerer den rekruttering der sker mellem bundtrawlhændelserne. Hvis rekrutteringen ikke er en fast størrelse, vil effekten af bundtrawling fremstå forskelligt når bundfaunaen, som i dette tilfælde indsamles på en bestemt årstid, fordi den mellemliggende rekruttering har kompenseret bundtrawlingen i forskelligt omfang. Den større effekt af bundtrawlingen i perioden 2005 - 2013 kan forklares med, at rekrutteringen var lavere i denne periode. Hypotesen bekræftes af, at rekrutteringsindekset viser en signifikant ($P=0,014$) højere værdi i perioden 2014 – 2021 end i perioden 2005 – 2013. I den senere periode kan den direkte dødelighed af bundtrawlingen derfor have været den samme som i perioden før, men blot i højere grad balanceret af rekruttering.

5.3 Betydningen af metapopulationer for trawleffekter

Oftest antager man (implicit), at det stedfaste voksne bundfaunasamfund alene er formet af de lokale miljøforhold, og at de ydre regionale forhold i de omgivende bundfaunasamfund er uden betydning. Det er også en del af rationalet for overhovedet at anvende bundfaunaen til at monitere og kortlægge miljøforhold på havbunden. Dette studie viser, at den rekruttering, der oprettholder bundfaunaens tæthed og biodiversitet på en lokalitet i høj grad er afhængig af tilstødende områder, og at bundtrawling, der påvirker bundfauna-

en regionalt, også påvirker bundfaunaens tilstand lokalt - i nogle tilfælde, selv i områder der slet ikke bundtrawles.

Det har længe været kendt at mængden af bundfaunaens pelagiske larver spiller en kritisk rolle for bundfaunaens evne til at rekruttere og opretholde samfundsstruktur og biodiversitet (Thorson 1946). Fænomenet skyldes, at et flertal af arterne i de danske farvande, har et pelagisk larvestadium (det såkaldte meroplankton), som spredes med havstrømmene i en periode (dage til måneder), før de bundfælder sig og etablerer sig som voksne individer. Josefson & Hansen (2004) viste, at fordelingen og sammensætning af bundfaunasamfund i de kystnære dele af de indre danske farvande kunne forklares med, at det generelle strømningsmønster i de indre danske farvande (se Hansen og Mohn 2022) fører larveplanktonet fra en donorpopulation, som antoges at ligge i de centrale Kattegat, og ind i de enkelte estuarier. Tidsskalaen for denne proces, var dog ukendt i Josefson & Hansen (2004). Dvs. det var uvist om der var tale om en langtidsp proces hvor larveimport blot forhindrer arter i at uddø, eller om variationer i rekrutteringen og biodiversiteten også kan forklares med år til år variationer i den artsspecifikke larveproduktion i donorpopulationerne. Nærværende undersøgelse viste, at år til år variationerne i bundfaunaens biodiversitet, på tværs af alle stationer, var signifikant autokorreleret. Det vidner om at rekrutteringen er styret af regionale svingninger i larveproduktion og at spredningen af larveplankton på den måde binder populationsdynamikken sammen på de forskellige stationer. I de områder, som er afhængige af larve-rekrutteringen fra donorområder, vil dele af bundfaunasamfundet bestå af "metapopulationer", det er de arter, der vil uddø lokalt hvis rekrutteringen fra donorområderne stopper. Koblingen mellem populationsdynamikken i metapopulationerne og donorpopulationen er teoretisk forudsagt i "øbiogeografi-hypotesen" (Josefson & Hansen 2004) af MacArthur og Wilson (1967), som omhandler artsrigdommen af fugle på øer og dens afhængighed af indvandring fra et "hovedland" der huser den artspulje (donorpopulation). Teorien beskriver den artsrigdom, der vil forekomme på en ø, hvor der er ligevægt mellem uddøen og indvandring af arter. Høj artsrigdom vil forekomme på store øer der er tæt på hovedlandet fordi øens størrelse vil bidrage til en langsommere uddøen og den korte afstand til hovedlandet vil gøre det nemt for arter at indvandre. Omvendt vil små øer langt fra hovedlandet have en lav artsrigdom fordi arter nemt uddør og sjældent indvandrer. Josefson & Hansen (2004) argumenterede for at larvespredning mellem meta- og donorpopulationerne i de indre danske farvande principielt udgør et lignende system. Bendtsen & Hansen (2013) påpegede, ud fra en teoretisk model, at et sådant system også var ustabil og følsomt i forhold opretholdelsen af bundfaunaens biodiversitet i forskellige områder af de indre danske farvande. De forhold som er særligt kritiske er, ud over bundfaunaens overlevelse, områdernes samlede produktion af larver samt placeringen af disse populationer i forhold til områdernes opstrøms og nedstrøms placering i det generelle strømningsmønster.

I perioden 1995 til 2008 skete der et markant fald i bundfaunaens biodiversitet, tæthed og biomasse i hele Kattegatområdet. Udviklingen, som her betegnes som et kollaps pga. henfaldets omfang, forekom synkront på samtlige undersøgte stationer. Bundfaunaens tæthed faldt med en konstant rate over en 14 år lang periode. Stationerne på den dybe bløde mudderbund oplevede det største fald, hvor tætheden i periodens løb nåede ned under en fjerdedel mens de lavvandede og sandede stationers individtæthed og biodiversitet nåede ned på ca. det halve. En sådan udvikling kan forklares som konsekvenserne af en donorpopulation, der ophører med at rekruttere til det netværk af

metapopulationer der er forbundet til den. Det svarer til et kollaps af "hovedlandet" i forhold til MacArthur og Wilsons teori (scenariet med kollaps af hovedlandet er ikke eksplicit beskrevet i øbiogeografi hypotesen). Undersøgelserne af populationsdynamikken af bundfauna i Kattegat i forbindelse med denne øvelse, har dokumenteret at kollapse er drevet af manglende rekruttering og at den forskellige udvikling på de to dominerende bundtyper i de indre danske farvande kan forklares med en generel reduceret rekruttering på alle stationer, mens bundfaunaen på de dybe mudrede stationer, i tillæg her til, vil opleve en øget lokal dødelighed pga. trawling og derfor henfaldt hurtigere.

Hvorvidt bundtrawlingen er en udløsende, medvirkende eller neutral faktor i forhold til dette kollaps, er svært at dokumentere da bundtrawlingens præcise rumlige fordeling er ukendt fra før 2005 hvor VMS-data blev indført. De resultater, der peger på bundtrawlingen som den udløsende faktor, er dels de modellerede værdier for trawlintensiteten i seks ICES-rektangler, der dækker den dybde mudderbund i Kattegat fra perioden 1985 til 2004. De viste en signifikant negativ korrelation mellem bundfaunaens artsrigdom og de modellerede værdier for SAR. Analyser af bundfaunaens artssammensætning og responser til bundtrawling i forskellige områder viste desuden, at den negative udvikling i biodiversiteten, i særlig grad kunne knyttes til bundtrawlaktiviteten i det centrale og sydlige Kattegat. Det område er sammenfaldende med området, der blev udpeget i Josefson og Hansen (2004) som potentielt donorområde. Den mekanisme, der antages at stå bag kollapse i bundfaunaen i perioden 1995 – 2008 er, at bundtrawlingen på et tidspunkt i slutningen af 1990'erne, sandsynligvis i forbindelse med at jomfruhummeren blev det primære mål for bundtrawlingen, nåede en så høj intensitet og dækkede et så stort område, at rekrutteringen på regionalt plan, ikke længere kunne kompensere dødeligheden i bundfaunasamfundet. Resultatet har været et henfald af den voksne bundfauna, som har medført en negativ spiral med endnu lavere produktion af larveplankton. Henfaldet stoppede først da bundtrawlintensiteten nåede ned på så lave niveauer, at processen vendte og bundfaunaens diversitet og tæthed atter begyndte at stige omkring 2010. Et andet argument for at bundtrawlingen var den udløsende faktor, er fraværet af andre kausale mekanismer, der kan forklare den synkrone udvikling i mange forskellige arters populationsdynamik (fx klima, hydrografiske forhold eller græsning af larveplanktonnet). Et argument imod bundtrawling som den udløsende faktor er, at bundtrawlniveauet de seneste 3-4 år har nået så højt et niveau, at bundfaunaens tæthed burde have begyndt et nyt fald de seneste år, uden at grænseværdien fra slutningen af 1990'erne dog er kendt.

6 Beskyttelsesbehov for den danske havbund

Den nuværende trawlintensitet i de indre danske farvande, har som konsekvens, at op mod halvdelen af bundfaunaen dør som følge af trawling over et område, der strækker sig over 9.000 - 10.000 km² i de indre danske farvande. Det understreger i sig selv behovet for at beskytte havbundens biodiversitet. Det tilsvarende estimerede tab af in-fauna biomasse, på op mod en million tons vådvægt årligt på dette areal, er forbundet med meget stor usikkerhed. Men, selv et væsentligt mindre biomassetab vil have en afgørende indflydelse på fødekædestrukturen i det marine økosystem og herunder bundfaunaens betydning som fødegrundlag for bundfisk.

Som et overset aspekt ved bundtrawling i tidligere undersøgelser, så har dette projekt påvist, at bundtrawlingen i særlig grad påvirker larvesprednings- og rekrutteringsprocesser til bundfaunasamfundet. Bundtrawlingen påvirker således de processer, der sikrer at bundfaunaen kan rekrutteres til nye områder, og løbende opretholde det forbundne net af metapopulationer i de indre danske farvande. Det betyder, at den bundtrawling, der foregår et sted i de indre danske farvande, kan have en negativ effekt på bundfaunaen et andet sted - også på steder, som ikke bundtrawles. Hvor meget denne storskala effekt betyder, afhænger sandsynligvis af størrelsen af det areal der trawles ud af det samlede havbundsareal. Det er sandsynliggjort, at hvis den arealandel, hvor larveproduktionen påvirkes negativt, overskrider en vis grænse, som sandsynligvis er artsspecifik, kan der opstå kaskadeeffekter, hvor bundfaunasamfundet henfalder. Det sker over hele det område, hvor populationerne er forbundet via larveplanktonnets drift. En bæredygtig udnyttelse af det samlede danske havareal, hvor sådanne negative storskalaeffekter undgås, vil derfor fordre, at disse teoretiske grænser ikke overskrides. Grundet den meget store usikkerhed omkring grænseværdier og tålegrænser bør fastsættelsen af det bundtrawlbare areal derfor anlægges ud fra et forsigtighedsprincip.

De tre niveauer for beskyttelse af havbunden, hvor 10 procent af havarealet underlægges streng beskyttelse, 30 procent beskyttes og de resterende 70 % udnyttes bæredygtigt, skal kunne sikre, at de enkelte arters populationsdynamik kan ske på tværs af områder. Hverken 10 % eller 30 % beskyttet areal giver nogen garanti for, at arealerne er store nok til at beskytte 100 % af den nuværende biodiversitet (dvs. opfylde formålet om at stoppe tabet af biodiversitet). Omvendt kan de arter, der udnyttes på de 70 % af arealet være afhængige af strengt beskyttede områder, der fungerer som refugier, gydeområder eller, som i eksemplet med bunddyrene, huser donorpopulationer for et helt havbassin.

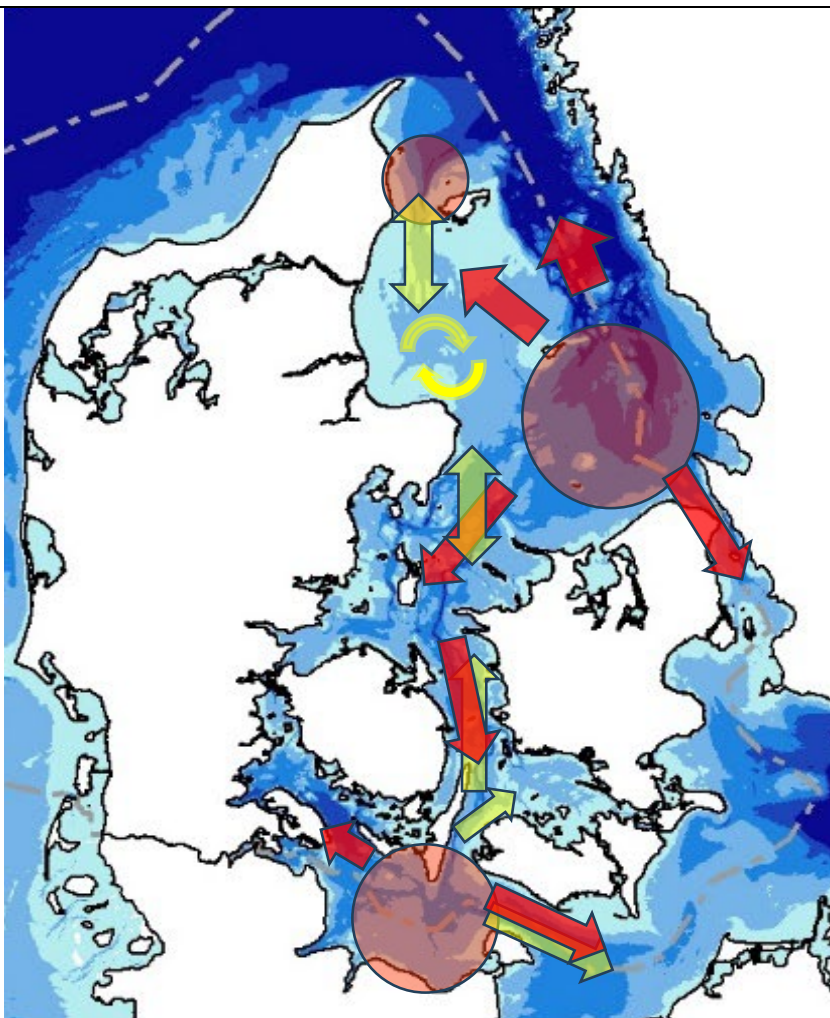
6.1 Strengt beskyttede områder (10 %)

Denne undersøgelse forholder sig ikke til placering af de 10 % strengt beskyttede områder men forudsætter at de økosystemelementer, der er berørt af andre presfaktorer end bundtrawling tilgodeses med relevante beskyttelsestiltag på 10 % af havarealet.

6.2 Beskyttede områder (30 %)

De 30 % beskyttede områder anbefales som minimum at indbefatte et forbud mod bundslæbende redskaber, da de bentiske økosystemer rummer størstedelen af den marine biodiversitet, og fordi havbunden spiller en central rolle i de fleste økosystemprocesser. Områderne skal både understøtte økosystemprocesser og beskytte mest muligt af den marine biodiversitet. Det kræver at områderne placeres repræsentativt i forhold til havbundens forskellige levesteder inden for hvert farvandsområde. I forhold til økosystemprocesser skal placeringen først og fremmest placeres i områder, der kan identificeres som donorområder for flest mulige arter med planktoniske larver. Herudover bør områderne være store og sammenhængende for at sikre, at populationerne indenfor de beskyttede områder er stabile. Mulige placeringer i de indre danske farvande kan være det sydlige Kattegat eller den vestlige Østersø syd for Langelandsbælt. Disse områder forventes primært at understøtte de samfund, der er knyttet til den dybe bløde mudderbund. Et muligt donorområde for de samfund, der er tilknyttet sandbunden på det lavere vand, kunne være området nord for Læsø Rende (Figur 6.1). Evidensen for, at disse områder fungerer som donorområder, er størst for området i det sydlige Kattegat. Nærværende studie udpeger dette område, og området blev også udpeget som donorområde i Josefson & Hansen (2004) baseret på empiriske analyser af bundfaunaens samfundsstruktur og biodiversitet. Området syd for Langeland er udpeget på baggrund af et modelstudie (Bendtsen & Hansen 2013) baseret på data fra Pedersen m.fl. (2008).

Figur 6.1. Forslag til placering af områder hvor havbunden beskyttes mod bundtrawling. Placeringen af områder er formodede donorområder for bundfaunaens larveplankton. Røde pile angiver den formodede spredningsvej for bundfaunaen på den dybe mudderbund og gule pile angiver formodede spredningsveje for bundfaunaen på den lave sandbund.



6.3 Bæredygtigt udnyttet havareal (100 %)

En generel bæredygtig udnyttelse af det samlede havbundsareal kan (med udgangspunkt i forbrugerombudsmandens og Brundtlandrapportens definitioner) beskrives som en udnyttelsesgrad, hvor kommende generationer på lige fod med nutidige generationer, vil kunne dække deres behov med havets resurser og nyde økosystemservices og herunder havets rekreative værdier. Det fordrer en økosystembase- ret tilgang hvor hele det marine fødenet beskyttes således, at ingen be- stande eller levesteder mindskes i et omfang, der går ud over de sam- lede fangster og/eller øger tabet af havets biodiversitet yderligere. Hvor stort et uforstyrret havbundsareal de forskellige arter behøver for at kunne gennemføre deres livscyklus og opretholde deres be- stande i de indre danske farvande, varierer naturligvis afhængigt af de enkelte arters biologiske træk. Det er ikke undersøgt i dette projekt. Men nogle arter vil sandsynligvis behøve mere end 30 procent af ha- varealet fx fordi deres biotop kan være spredt og derfor ikke kan re- præsenteres med 30 procent indenfor større sammenhængende områ- der. I forhold til opretholdelse af fødegrundlag for fiskebestande og andre højere led i den marine fødekæde, er der sandsynligvis, således som bestyrket af denne undersøgelse, en tæt positiv relation mellem arealet af uforstyrret havbund og disse økosystemservices. Jo større arealer der bundtrawles, desto færre fangster og økosystemservices kan der forventes på langt sigt og for kommende generationer.

For at sikre en bæredygtig udnyttelse af de resterende 70 % af hav- bundsarealet, er det nødvendigt at begrænse det samlede areal af hav- bundens levesteder der bundtrawles på samme måde, som kvotesyste- met i den nuværende forvaltning begrænser den samlede fangst af be- standene. Dvs. en forvaltningspraksis i EU's fælles fiskeripolitik, hvor der fx sættes en øvre grænse for det areal, der trawles pr. fangstkvote, i stedet for, som nu, kun at sætte grænser for selve fangsten. EU's Hav- strategidirektiv foreskriver allerede at havbundens integritet skal være i god tilstand, hvor begrebet integritet indbefatter både havbundens biodiversitet og økosystemservices. Havstrategidirektivet er imidler- tid ikke fuldt implementeret, og der er ikke enighed om præcist hvor- dan god tilstand defineres og måles. Herudover vil der altid være en tidsforsinkelse fra, at bundtrawlingen sker, til at skaderne på økosy- stemfunktionerne kan erkendes i overvågningsprogrammer. Hvis trawlingen påvirker bundfaunaens tidlige larvestadier, og hvis måle- frekvensen i monitoringsprogrammerne er lave (minimumsfrekvens er helt ned til hvert sjette år) vil der kunne gå lang tid før, at man fx vil opdage et kollaps i havbundens økosystem, som det der er sandsyn- liggjort og beskrevet i denne rapport for 1995 - 2008. Da fiskeriet for- venteligt, over tid, flytter sig fra område til område, er det tvivlsomt om man vil kunne opdage, og handle på et begyndende henfald i bundfaunasamfundet i tide for at forhindre et kollaps. Selvom der i nutiden sandsynligvis kun bundtrawles i et relativt lille areal, der er begrænset til jomfruhummerens udbredelses, så er der ikke noget som hindrer at bundtrawlingen i fremtiden, igen kan brede sig ud over store arealer og fremkalde et nyt kollaps i bundfaunaen. En bæredyg- tig regulering anbefales ud fra et forsigtighedsprincip at være proak- tiv, og sætte en generel øvre grænse for hvor store arealer, der kan bundtrawles. Det vil formodentligt kunne forhindre/dæmpe udsving i bundfaunaen og havbundens økosystemservices. Andre lokale be- grænsninger af bundtrawlfiskeriet for beskyttelse af særligt kritiske

økosystemfunktioner kan være sæsonlukninger i sommerperioden for at minimere effekter på bundfaunaens rekruttering. Det kan også være øjeblikkelig lukning af bundtrawlfiskeri i forbindelse med iltsvind. I den situation er bundfaunaen særligt sårbar fordi den presses op mod sedimentoverfladen samtidigt med, at trawlingen blander giftig svovlbrinte op i den bundnære vandmasse. Det er effekter der, hvis bundtrawlingen ikke sættes på pause, vil forværre effekten af iltsvind, forlænge genindvandringsprocessen og øge risikoen for efterfølgende iltsvind (Hansen m.fl. 2004; Høgslund m.fl. 2019) men som kan undgås ved få ugers bundtrawlpause.

7 Referencer

- Bastardie F, Nielsen JR, Ulrich C, Egekvist J, Degel H (2010) Detailed mapping of fishing effort and landings by coupling fishing logbooks with satellite-recorded vessel geo-location. *Fisheries Research* 106: 41 - 53
- Bendtsen J, Hansen JLS (2013). A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea-Baltic Sea transition zone. *Ecological modelling* 267: 54-65
- Biodiversitetsrådet (2022). Fra tab til fremgang - beskyttet natur i Danmark i et internationalt perspektiv.
- Biodiversitetsrådet. 2023. Mod robuste økosystemer – anbefalinger til en dansk lov om biodiversitet.
- Blegvad H (1946) Fiskeriet i Danmark. Selskabet til udgivelse af kulturskrifter, Copenhagen. [in Danish]
- BMEPC (Baltic Marine Environment Protection Commission) 1989: Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Part C. Programme for monitoring of eutrophication and its effects. <http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/Part C/en GB/main/>
- Bolam SG, Garcia C, Eggleton J, Kenny AJ, Buhl-Mortensen L, Gonzarles-Mirelis G, van Kooten T, Dinesen G, Hansen JLS, Hiddink JG, Sciberras M, Smith C, Papadopoulou N, Gumus A, van Hoey G, Eigaard OR, Bastardie F, Rijnsdorp AD (2017) Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitat. *Marine Environmental Research* 126: 1-13
- Borja, A., Franco, J., Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.
- Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.G., Rygg, B. 2007: An approach to the inter-calibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. -*Marine Pollution Bulletin* 55: 42-52.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, J. 2003: The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. -*Marine Pollution Bulletin* 46: 835-845.
- Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H (2007) A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 346: 27-43.
- Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. (2014) Development and testing of tools for inter-calibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

- Clarke KR, Gorley RN (2015) PRIMER v. / User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E.
- Coates DA, Kapasakali D-A, Vincx M, Vanaverbeke J (2016) Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131-138.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000: A quantitative analysis of fishing impact on shelf sea benthos. -*Journal of Animal Ecology* 69: 785-798.
- Conley DJ, Carstensen J, Ærtebjerg G, Christensen PB, Dalsgaard T, Hansen JLS, Josefson AB (2007) Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. *Ecol. Appl.* 17(5): S165-S184.
- De Groot SJ (1984) the impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean management* 9: 177-190.
- Dinesen, G. E., McLaverty, C., Tendal, O. S., Eigaard, O. R., Pedersen, E. M., & Gislason, H. (2020). Development of sustainable fisheries management and monitoring for sensitive soft-bottom habitats and species in the Kattegat. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 372-2020. 85 pp. + bilag
- Dinesen L, Bendtsen J, Canal-Verges P, Hansen JLS, Holmer M, Kaiser B, Lisbjerg D, MacKenzie BR, Markager S, Nissen T, Petersen IK, Petersen JK, Richardson K, Roth E, Støttrup JG, Stæhr PAU, Svendsen JC, Sørensen TK, Wisz MS. 2021. Genopretning af marin biodiversitet og bæredygtig anvendelse af havets resurser. Det danske IPBES samarbejde. Grafisk Værksted, Silkeborg.
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, (2016). Estimating seafloor pressure from demersal trawls, seines and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* 73 (Suppl. 1): 27-43.
- 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
- Gonzalez-Mirelis G, Lindegarth M, Sköld M (2014) Using vessel monitoring system data to improve systematic conservation planning of a multiple-use marine protected area in Klosterhavet National Park (Sweden). *AMBIO* 43: 162-174.
- Gray JS (2000). The measurement of marine species diversity, with an application to benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *J. Exp. Mar Biol. Ecol.* 250: 23-49.
- Hansen J L S , Mohn C (2021) Hydrografi. *In*, Hansen J.W. and Høgslund S. (Eds.) *Marine områder 2019. NOVANA*. Aarhus University, DCE -Danish Centre for Environment and Energy, 174 pp. - Scientific report DCE no. 418

Hansen JLS, Buur H, Larsen J, Gerlich KL, Møller B, Gloyne-Phillips, Vestbo S, Holm R (2021). Hesselø Offshore Wind Farm: Benthic flora and fauna: Soft bottom: Niras Technical report pp 65.

Hansen JLS, Blomqvist M, (2018) Effekt af bundtrawling på bundfaunasamfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NO-VANA-overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 256. <http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>

Hansen JLS, Dinesen G, Bastardie F, Eigaard OR. 2016: Notat om effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen JLS, Josefson AB, Carstensen J (2003) Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 456. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, Denmark.

Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & T.M. Petersen, 2004: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 61 sider. Faglig rapport fra DMU, nr. 506. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Amoroso RO, Parma AM, Michel J, Kaiser MJ (2017) Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance Proc. Nat. Acad. Sci. 114 (31) 8301-8306

Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queiros, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J. 2006: Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science 63: 721-736.

Hintzen NT, Francois Bastardie, Doug Beare, Gerjan J. Piet, Clara Ulrich, Nicolas Deporte, Josefine Egekvist, Henrik Degel, VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data, Fisheries Research, Volumes 115-116, 2012, Pages 31-43, ISSN 0165-7836.

Hansen JLS (2019) Artsspecifikke og tilfældige effekter på biodiversiteten i forstyrrede bundfaunasamfund. Præsentation 19 Danske Havforskemøde, Syddansk Universitet, Odense

Høgslund S, Carstensen J, Krause-Jensen D and Hansen JLS (2019). Sammenhænge i det marine miljø - betydning af sedimentændringer. Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. Videnskabelig rapport nr. 323 <http://dce2.au.dk/pub/SR323.pdf>

Johnson MP, Lordan C, Power AM (2013) Habitat and Ecology of *Nephrops norvegicus*. Advances in Marine Biology 64: 27-63

Josefson AB & Hansen JLS (2004) Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. Global Ecol. Biogeogr. 13: 273-288

Josefson AB, Blomqvist M, Hansen JLS, Rosenberg R, Rygg, B (2009) Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Mar. Poll. Bull.* 58: 1263-1277.

Josefson AB, Hansen JLS, Asmund G, Johansen P. 2008: Threshold response of benthic macrofauna integrity to metal contamination in West Greenland. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1265-1274.

Josefson AB, Loo LO, Blomqvist M, Rolandsson J (2018) Substantial changes in the depth distribution of benthic invertebrates in the eastern Kattegat since the 1880s *Ecology and Evolution* 8 (8): 9426-9438.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. -*Marine Pollution Bulletin.* 58: 1263-1277.

Kaiser MJ & Hiddink JG (2007) Food subsidies to continental shelf benthic scavengers *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350: 267-276.

Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I. 2006: Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 31: 1-14.

Kanneworff E, Nicolaisen W (1973) The Haps, a frame-supported bottom corer. *Ophelia* 10: 119-129.

Leonardsson, K., Blomqvist M. & Rosenberg R. 2009: Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. – *Marine Pollution Bulletin* 58: 1286-1296.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, M., Wikström, A., Rosenberg, R. (2015). Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 94-102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. (2016). Reducing spatial variation in environmental assessment of marine benthic fauna. *Mar. Pollut. Bull.* 104, 129-138. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.050.

MacArthur, Robert H.; Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.

Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity* Blackwell Science© Ltd.

Mangano MC, Kaiser MJ, Porporato EMD, Lambert GI, Rinelli P, Spanó N (2014). Infaunal community responses to gradients of trawl disturbance and a long-term fishery exclusion zone in the southern Tyrrhenian Sea. *Cont. Shelf Res.* 76: 25-35.

Margalef R (1958) Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: *Perspectives in marine biology*. Buzzati-Traverso (ed) Univ Calif Press, Berkeley pp 323–347

- Muxika I, Borja A, Bonne W (2005): The suitability of marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators* 5: 19-31.
- Nilsson P & Rosenberg R (2003) Effects on marine sedimentary habitats of experimental trawling analysed by sediment profile imagery (SPI). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 285-286: 453-463
- Nilsson P, Ziegler F (2007) Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems* 17 (4): 421 – 440.
- Olsgard F, Schaanning MT, Widdicombe S, Kendall MA, Austen MC (2008) Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366: 123-133
- Pearson TH, Josefson AB, Rosenberg R. 1985: Petersen benthic station revisited I. Is the Kattegat becoming eutrophic. *J. exp. Mar. Biol. Ecol* 92: 157-206
- Pedersen TM, Hansen JLS, Josefson AB, Hansen BW (1913) Mortality through ontogeny of soft-bottom marine invertebrates with planktonic larvae. *J. Mar syst.* 73: 185 – 207.
- Peet RK (1974) The measurement of species diversity *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 285-307.
- Petersen, CGJ (1913) Havets Bonitering. II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. *Beretrn. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn.* 21 pp. 1-42 [in Danish]
- Pommer, C.D., Olesen, M., Hansen, J.L.S. 2016: Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom in the Kattegat *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548: 47-60.
- Ragnarsson AR and Lindegarth M (2009) Testing hypothesis about temporary and persistent effects of otter trawling on infauna: changes in diversity rather than abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 385: 51-64
- Remane, A. 1934: Die Brackwasserfauna (Mit besonderer Beruecksichtigung der Ostsee). *Zoologisher Anzeiger (Supplementband)*: 34-74
- Rosenberg R, Nilsson HC, Grémare A, Amouroux J-M (2003) Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery. *J. Exp. Mar. Biol. And Ecol.* 285-286: 465-477
- Sköld, M., Göransson, P., Johnsson, P., Bastardie, F., Blomquist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nielsson, H.C., & Bartolino, V. (2018). Effect of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586:41-55.
- Thorson (1946) Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates. Reitzels Forlag, København

van Denderen PD, Hintzen NT, Rinjdsorp AD, Ruurdij P, van Kooten T (2014) Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226.

Villnäs A, Norkko A (2011) Benthic diversity gradients and shifting baselines: implications for assessing environmental status. *Ecological application* 21: 2172-2186.

Villnäs A, Norkko J, Heitanen S, Josefson AB, Lukkari K, Norkko A (2013) The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology* 94 (10) 2275-2287.

Appendix 1

Gennemsnitlig Shannon-diversitet beregnet for hvert år (kolonner) for hver station (rækker). Nederst er angivet resultater af lineær regression mellem udviklingen i Shannondiversitet på den enkelte station og mod alle andre stationer med angivelse af korrelationskvotient (R2) signifikans niveau (P) samt hældningskoefficient (som angiver den relative amplitude i år til år variationerne i Shannondiversiteten).

År	49	158	413	939	952	1238	1402	1416	1940	16N21	31S	P11	P23	P35	P46	P6	P9	gens
1989	3,1	1,7	2,6	3		3,4	3,7	3,4			3,3	2,1	3,3	3,2	1,9	3	2,9	2,89
1990	2,4	1,4	2,9	2,6		3,0	2,6	2,3			3,3	2,7	2,6	2,4	2,5	2,9	2,9	2,6
1991	3,1	1,9	3,5	2,5		3,0	3,2	2,5	2,9		2,8	2,1	3,5	2,3	1,9	3,5	3,3	2,79
1992			3,3	3,4		2,6	3,3	3,0	2,9		3,2							3,11
1993			3	1,9		2,6	3,3	2,9	2,6		3,6							2,83
1994	3,7	2	3,1	2,5	0,9	2,7	3,4	3,3	3,1		3,5	3,3	3,6	2,6	3,3	3,8	3,6	3,01
1995	3,3	2,4	3,3	3,9	2,6	3,3	3,3	3,4	2,6		3,4	3,4	3,6	3,2	3,6	3,8	3,7	3,3
1996	3,6	1,9	2,8	3,5	1,3	2,4	2,6	2,9	3,0		3,2	3,1	2,8	2,7	3	3,5	3,3	2,86
1997	3,3	2,8	3,1	3	2,7	3,0	3,0	2,8	2,6		3,1	3,3	3	2,3	3	3,8	2,9	2,98
1998	2,9	2,3	2,1	1,1	2,8	1,8	2,6	2,7			3,3	2,8	2,8	3	2,5	3,1	2,6	2,56
1999	2,8	0,9	2	2,3	2,6	2,5	3,1	2,2			3,3	2,6	3	2,4	3,5	2,9	2,6	2,59
2000	2,9	1,5	2	2,6	1,9		3,0				3,5	2	3,2	2,8	3,1	3,3	2,5	2,65
2001	2,7	2	2,4	2,1	1,5		2,6				2,7	2,1	2,8	2,7	3,1	2,6	3,2	2,5
2002	3,1	1,5	1,8	1,1	2,2		2,6		2,8		2,5	2,7	2,9	2,7	2,2	3,1	2,4	2,42
2003	3,4	2,3	2,6	3	0,4		2,7	2,0	2,8		2,4	1,8	2,3		2,4	3,4	1,4	2,35
2004	1,6	1	2,2	1,6	1,7		2,1	1,5		1,3	3	2,5	1,5	1,4	2,2	2,6	2,4	1,9
2005	3,1	2	1,8	2,7	1,1		1,5	2,0	3,3	2,4	1,6	2,6	3	2	2,5	3,7	2,5	2,37
2006	2,7	1,2	1,7	2,8	0,9		2,2	1,6		1,2	3,1	2,2	2,6	2	2,7	2,5	2,5	2,13
2007	3,1	1,1	1,5	1,9	0,7		2,1	1,3		1,6	1,9	1,6	2,8	2,5	2,5	1,7	1,6	1,87
2008	2,7	1,8	0,7	0,9	0,4		2,4	1,6		1,2	1,1	2,3	2,9	2	2,2	2,4	2,6	1,82
2010	3,4	2,1	2,5	3,5	1,1		2,1	2,0		2,1	2,9	3	3,1	3,1	2,6	3,1	2,9	2,64
2011	3,8	1,4	2,1	3,4	0,5		2,7	2,2		2,3	2,4	2,4	3,6	3	1,7	2,7	2,7	2,46
2013	2,8	1,5	1,5	3	1,9		3,1	2,1		1,5	3,3	2,4	3,4	3,3	2,1	3	2,6	2,5
2015	3,3	2,1	2,7	3,5	1,7		3,0	3,0		3,1	3,4	3,6	3,8	3,3	3,1	3,8	3,3	3,1
2017	3,5	2,4	2,2	3,3	1,9		3,4	2,2		2,6	3,4	2,7		3,2	2,7	3,7	3,6	2,91
2018	3,2	2	2,1	3,8	1,6		3,1	2,3		2,9	3,4	2,7	2,8	2,8	2,7	3,6	3,2	2,82
2019	3,5	1,6	2,1	3,6	1,5		2,2	2,2		2,3	3,1	2,5	3,2	2,8	2,6	3,8	3,6	2,72
2020	3,2	2,4	1,9	4,2	2,6		3,1	3,0		2,5	2,8	3,2	3,2	2,7	3,2	3,4	3,3	2,98
2021	3,4	1,8	2,1	3	1,6		2,9	2,6		2,6	2,7	2,6	3,2	3	2,7	3,7	3,5	2,78
R ²	0,25	0,30	0,26	0,33	0,20	-	0,32	0,72	0,19	0,70	0,23	0,45	0,32	0,28	0,20	0,60	0,49	gens
p	0,007	0,003	0,003	0,0004	0,03		0,001	0,0002	0,02	0,0002	0,005	0,0001	0,003	0,002	0,02	<0,0001	<0,0001	.
Hældning	0,61	0,69	0,8	1,38	0,89		0,79	1,35	-0,3	1,51	0,67	0,92	0,68	0,67	0,58	1,15	1,09	

EFFEKTER AF FYSISK FORSTYRRELSE AF BUNDTRAWLING PÅ HAVBUNDENS BIODIVERSITET

Beskyttelsesbehov for den dansk havbund

Effekten af bundtrawling på bundfaunasamfund i de indre danske farvande blev undersøgt i to datasæt, der hhv. dækker en tidlig og en rumlig gradient i både bundtrawling og biodiversitet. Der blev påvist signifikant negativ effekt på bundfaunaens biodiversitet samt den tæthed. Indirekte mål for bundfaunaens biomasse viser, at op mod 1 mio. tons bundfauna forsvinder fra havbundens fødekæde årligt i Kattegat. Havbunden er mest trawlfølsom i sommerperioden hvor bundfaunaens larver spredes med havstrømmene og rekrutterer havbundens levesteder. Rapporten introducerer et rekrutteringsindeks, der beskriver mellemårige variationer i rekruttering som viser, at trawling påvirker rekrutteringsprocessen. I perioden fra 1995 – 2008 forekom der et kollaps i bundfaunasamfundet, hvor tætheden, biodiversiteten og biomassen henfaldt eksponentielt over en periode på 14 år pga. manglende rekruttering. Kollapset kan knyttes til den historiske udvikling i trawlfiskeriet fra 1985 og frem i det centrale og sydlige Kattegat. Området er et sandsynligt donorområde, der rekrutterer bundfaunaen i det øvrige Kattegat via spredning af larver med havstrømmene. En generel bæredygtig udnyttelse af havarealet med en øvre begrænsning for trawlintensiteten, er en forudsætning for at kunne prioritere placering af 30 % beskyttet havareal.