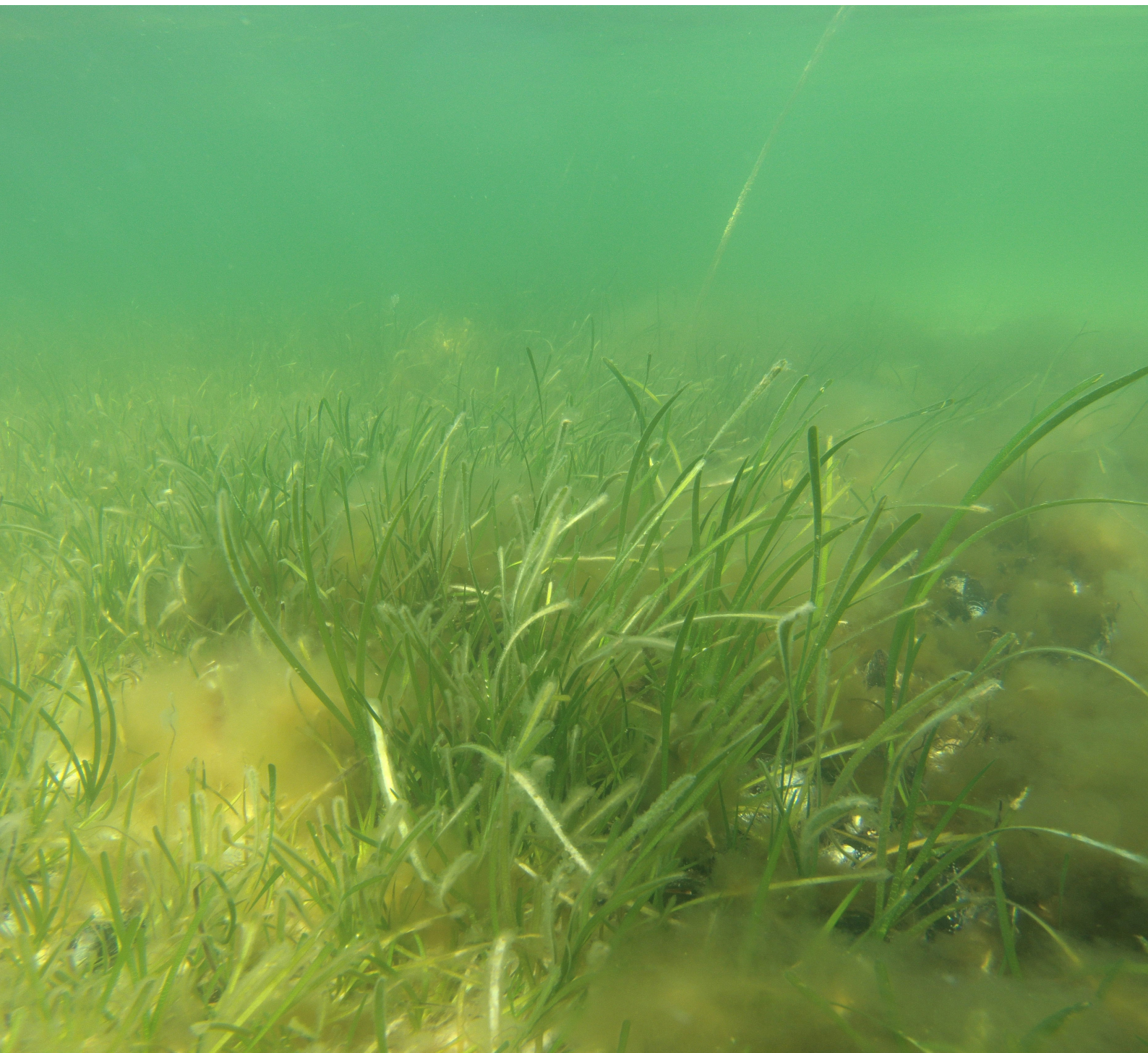


# Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs

Af Jens Kjerulf Petersen (red.), Mollie E. Brooks, Karen Edelvang, Ole R. Eigaard, Cordula Göke, Flemming T. Hansen, Jesper Kuhn, Christian Mohn, Marie Maar, Jeppe Olsen, Anne Pastor, Peter A. Stæhr og Jon C. Svendsen

DTU Aqua-rapport nr. 361-2020





## **Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs**

DTU Aqua-rapport nr. 361-2020

Af Jens Kjerulf Petersen<sup>1</sup> (red.), Mollie E. Brooks<sup>1</sup>, Karen Edelvang<sup>1</sup>, Ole R. Eigaard<sup>1</sup>, Cordula Göke<sup>2</sup>, Flemming T. Hansen<sup>1</sup>, Jesper Kuhn<sup>1</sup>, Christian Mohn<sup>2</sup>, Marie Maar<sup>2</sup>, Jeppe Olsen<sup>1</sup>, Anne Pastor<sup>2</sup>, Peter A. Stæhr<sup>2</sup> og Jon C. Svendsen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

<sup>2</sup> DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet

## Kolofon

Titel:	Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sted-specifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs
Forfattere:	Jens Kjerulf Petersen <sup>1</sup> (red.), Mollie E. Brooks <sup>1</sup> , Karen Edelvang <sup>1</sup> , Ole R. Eigaard <sup>1</sup> , Cordula Göke <sup>2</sup> , Flemming T. Hansen <sup>1</sup> , Jesper Kuhn <sup>1</sup> , Christian Mohn <sup>2</sup> , Marie Maar <sup>2</sup> , Jeppe Olsen <sup>1</sup> , Anne Pastor Rollan <sup>2</sup> , Peter A. Stæhr <sup>2</sup> og Jon C. Svendsen <sup>1</sup> <sup>1</sup> DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet <sup>2</sup> DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi., Aarhus Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	361-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet juni 2020. Rapporten er udgivet juli 2020
Reference:	Petersen, J.K., Brooks, M.E., Edelvang, K., Eigaard, O.R., Göke, C., Hansen, F.T., Kuhn, J., Mohn, C., Maar, M., Olsen, J., Pastor, A., Stæhr, P.A. & Svendsen, J.C. (2020). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sted-specifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. DTU Aqua-rapport nr. 361-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp. + bilag
Kvalitetssikring:	Denne rapport er fagfællebedømt af videnskabeligt personale på AU/DCE og DTU Aqua, som ikke har deltaget i projektgruppens arbejde.
Forsidefoto:	Ålegræs på 2-3 meters dybde i Det Sydfynske Øhav. Foto: Peter Anton Stæhr
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Dansk Skaldyrcenter, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download:	<a href="http://www.aqua.dtu.dk/publikationer">www.aqua.dtu.dk/publikationer</a>
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-284-5

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

# Forord

Vandrammedirektivet foreskriver, at medlemsstaterne i vandområdeplanerne skal indsamle og opbevare oplysninger om type og omfang af de signifikante menneskeskabte belastninger og deres virkninger på overfladevandets tilstand i de kystnære vandområder, og at det skal vurderes, hvor påvirkelig vandområdernes tilstand er over for de anførte belastninger. Forskning har tidligere vurderet, at den mest betydende presfaktor er belastningen med kvælstof og fosfor. En række andre presfaktorer kan imidlertid have betydning for tilstanden i det marine miljø. Miljøstyrelsen har ønsket at udvikle en samlet forskningsbaseret viden om andre marine presfaktorer - ud over næringsstofbelastning og klimaændringer – der kan påvirke den økologiske tilstand i de marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet. Resultaterne skal inddrages i Vandområdeplan 2021-2027.

Denne rapport er et resultat af et projekt om andre marine presfaktorer end næringsstoffer og klimaændringer igangsat af Miljøstyrelsen til opfølgning af styrelsens målsætning om øget forskningsbaseret dokumentation på området. En gruppe forskere fra Bioscience på Aarhus Universitet og Institut for Akvatiske Ressourcer på Danmarks Tekniske Universitet – nævnt i alfabetisk rækkefølge efter redaktøren af rapporten – har her analyseret effekter af stedspecifikke effekter af en række fysiske presfaktorer, der påvirker havbunden direkte, på kvalitetselementet ålegræs. Analyserne i denne rapport er en konsekvens af, at fiskeri og gravning i forbindelse med vedligehold af sejlrender i projektets første rapport (Petersen et al. 2018) blev identificeret som værende en potentiel betydende presfaktor på niveau af hele vandområder, og at det samtidig blev konkluderet, at der var et tilstrækkeligt datamateriale tilgængeligt til at analysere den faktiske påvirkning. For både fiskeri og gravning gælder, at deres primære påvirkningsmekanismer i relation til ålegræs er af samme type som andre fysiske presfaktorer som råstofindvinding, klapning og bypass og derfor bør betragtes under et i en vurdering af presfaktorer på ålegræsset. Effekter af fiskeri på kvalitetselementerne bundfauna og fytoplankton vil blive behandlet i en anden analyse i projektet.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og følges af en styregruppe med repræsentanter fra Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, Miljøstyrelsen, Fiskeripolitisk Kontor under Miljø- og Fødevarerministeriet samt DTU Aqua. Der er desuden knyttet en følgegruppe til projektet bestående af styregruppen samt Danmarks Naturfredningsforening, Danmarks Fiskeriforening PO, Landbrug og Fødevarer, Danske Havne, SEGES, Dansk Akvakultur og DHI Danmark.

Denne rapport er fagfællebedømt af videnskabeligt personale på AU/DCE og DTU Aqua, som ikke har deltaget i projektgruppens arbejde.

Nykøbing Mors, juni 2020

# Indhold

Summary .....	5
1. Indledning.....	8
2. Materialer og metoder .....	10
2.1 Fiskeri.....	10
2.2 Råstofindvinding.....	11
2.3 Klaphning, bypass og udgravning .....	13
2.4 Suspension af sediment.....	16
2.5 Ålegræssets udbredelse.....	21
3. Resultater .....	27
3.1 Direkte effekter.....	27
3.2 Indirekte effekter.....	35
4. Sammenfatning og diskussion .....	41
4.1 Direkte effekter.....	41
4.2 Indirekte effekter.....	42
4.3 Usikkerheder .....	43
4.4 Sammenfatning .....	46
Referencer .....	47

# Summary

As part of a larger project funded by the Danish Environmental Protection Agency (*“Effects on the quality elements defined by the EU Water Framework Directive (WFD) of other pressure factors than excess nutrient load and climate change”*) a number of environmental pressures other than excess nutrient loading and climate change have been identified as potential risks to all of the quality elements of the WFD (Petersen et al. 2018). Site-specific pressures are anthropogenic activities that are characterized by affecting the environment directly on the areas where the activity takes place, or in a narrow circumference around the activity. Unless the activities comprise larger areas, the site-specific effects do not in principle have an effect on the basin scale and thus differ from e.g. nutrient enrichment. In this context, fishing is defined as a site-specific pressure factor, although fishing can potentially also have basin-scale effects by e.g. selectively removing top predators with consequent cascade effects on plankton.

The site-specific pressures including fishing with bottom affecting gear, raw material extraction, seabed excavation and associated depositing of the excavated material can be expected to have the same type of effects on the WFD quality element angiosperms (eelgrass): Direct effects caused by the physical impact that will destroy eelgrass in the impact area, and indirect effects related to the suspension of sediment in connection with the activity, which will lead to temporary reduction in light penetration in the water column thereby reducing eelgrass growth and survival. With uniform mechanisms of influence, the effects of these pressures can relatively easily be cumulated as they can be added. Direct effects can be cumulated by adding areas affected by the different site-specific pressures and for the indirect effects, cumulation can be achieved by adding the amount and spread of the suspended material. The aim of this analysis is to analyse cumulation of direct and indirect effects of site-specific pressures on the quality element angiosperms (eelgrass).

Mapping of fishery impact includes all Danish efforts with bottom trawling tools (bottom trawl, beam trawl, seines and mussel dredges, ‘trawling’ hereafter) in the WFD water bodies, which have been monitored with AIS (Automatic Identification System) data, VMS (Vessel Monitoring System) data or BB (Black Box) data as well as fishing vessel logs for the period 2014-2018. The area of the seabed affected by each fishing effort (‘swept area’) was estimated as the footprints of each individual fishing activity aggregated over time and space. In this analysis, we have aggregated the individual footprints over a period of five years (2014-2018) and over two spatial scales: 1) overall at the water body level, and 2) in smaller areas of the ocean floor in the form of squares (grid cells) of 100 x 100m. Areas affected by raw material extraction, seabed excavation and associated depositing of the excavated material was estimated on the level of individual WFD water bodies based on permits for the activities granted by the Danish EPA 2013-18, however, with some differences in number of years covered depending on the specific activity. For almost all activities, it was difficult to obtain the exact position of the specific activity as well as e.g. time of year of the activity. Location of specific activities are thus assumed to be equal to the area that was applied for and/or granted in the permit distributed in grid cells of 100 x 100m. This approach is conservative in the sense that not all of the area defined as affected will in reality be affected by the activities.

To calculate the concentration of suspended sediment from raw material extraction, seabed excavation and associated depositing of the excavated material in open Danish waters, we used a 3-D hydrodynamic model (the COHERENS model system). For calculating the concentration of suspended sediment from activities related to the pressures, three representative grain sizes are used, based on the seabed sediment types shown in GEUS's seabed sediment map for Danish waters. For the water bodies that lie in the inner Danish waters including estuaries, and which are not included in the 3-D model for the open waters, a 1-D model calculation has been used, also based on the same model system. Average annual quantities of suspended material for the various pressures were summed within each water body, and scaled relative to the area of the water body, relative to the area the 1-D model represents. Water depth is represented in the 1D model by the average water depth of the water body. Calculations of resuspension of sediment by trawling are based on a 3D model in the FlexSem model system developed by AU-DCE. The model is calibrated for mussel dredging and it was assumed that all the particles consisted of mud/silt with a size of  $<63 \mu\text{m}$  corresponding to a sedimentation rate of  $0.0014 \text{ m s}^{-1}$  and that they were non-cohesive. All particles were evenly distributed in a 5 m water column over each trawling track. We used the model with four different current speeds in the SW direction based on four types of areas in the Danish waters. The flow rates were extracted from a 3D hydrodynamic model ([www.marine.copernicus.eu](http://www.marine.copernicus.eu)) and averages (as well as max and min values) were calculated for each type of area from April to October.

The potential distribution of eelgrass was estimated in each of the WFD water bodies. In Denmark, the distribution of eelgrass is monitored along transects, which are monitored annually for density and depth of distribution as both main distribution and the maximum distribution. The depth limit of the main distribution is defined as the largest depth, where eelgrass is covering 10% of the seabed. In the WFD water body management plans, the average depth limit for the main distribution per water area, based on data for eelgrass collected from 2007-2013, is used as an indicator of the environmental state. The boundary between good and moderate environmental condition ('god-mod') as stipulated in the 2015-2021 water body management plans is used as a measure of the desired distribution of eelgrass according to WFD objectives. Main distribution and distribution to 'god-mod' were determined as areas – i.e. the area from the shoreline to the respective depth limit. As a supplement to the main distribution and 'god-mod', a recently developed nationwide habitat model for eelgrass potential in the Danish waters, which combines the factors of light availability, water temperature, salinity, oxygen concentration, wave exposure and sediment type was used.

In more than 60% of the 119 Danish water bodies, we found activities from site-specific pressures. The analysis showed that the site-specific pressures potentially can affect the distribution of eelgrass in 10 water bodies in relation to the main distribution and in 27 areas in relation to 'god-mod'. The analysis did not use the maximum distribution depth, which implies that there may be eelgrass in addition to the main distribution also being affected by site-specific pressures. The 10 and 27 areas, respectively, are under the assumption that the distribution of eelgrass in a water body is affected when  $>3\%$  of the distribution is potentially affected. With a potential impact of  $<3\%$ , no effect at the water body level is expected. Furthermore, there are areas where eelgrass cannot be used as a quality element and therefore there is no data to determine neither the main distribution nor 'god-mod', e.g. in the Wadden Sea. In this analysis, only depth contours have been used for both the main distribution and 'god-mod', and thus no assessment has been made as to whether eelgrass is actually present throughout the expected

distribution area and if, even in the absence of anthropogenic pressure there would be eelgrass. Using the eelgrass habitat model resulted in overlap between site-specific pressures and the potential distribution of eelgrass in 19 water bodies. Of the site-specific pressures, trawling is the dominant pressure accounting the main proportion of the overlap with eelgrass distribution. Only in one water body is it the other pressures that accounts for the overlap with eelgrass distribution. It was further shown, that cumulation of pressures has little effect as trawling was the dominant pressure on eelgrass distribution.

Our analysis showed that the indirect effects of the site-specific pressures represented by suspension of sediment and the increased concentration of suspended matter in the water column associated with the direct physical activity are not significant at the water body level.

In summary, the analysis showed that site-specific pressures have potentially affected the main distribution of the eelgrass and may affect the potential ('god-mod') distribution of eelgrass in a number of water bodies. The impact is primarily from trawling and in relation to direct physical impact and to a much lesser extent in the form of indirect effects related to sediment suspension. Adding effects from several site-specific pressures has not changed the assessment of the extent of the impact because the fishery has been dominant in relation to the direct impact and because the resuspension has been marginal in relation to the natural concentrations of suspended material in the water column. It will require a specific assessment in each water body, where the site-specific pressures potentially influence the distribution and how it affects fulfilling WFD goals of good environmental conditions.



# 1. Indledning

EU's vandrammedirektiv (VRD) sætter rammerne for forvaltning af de kystnære marine områder og fordrer, at vandområderne er i god økologisk tilstand. For at nå målsætningen om god økologisk tilstand foretager myndighederne indledningsvis en basisanalyse af vandområdernes økologiske tilstand, der beskriver de vigtigste menneskelige belastninger (presfaktorer) og deres effekter på vandområdets tilstand. På baggrund af basisanalysen udarbejdes vandområdeplaner, der skal sikre målopfyldelse.

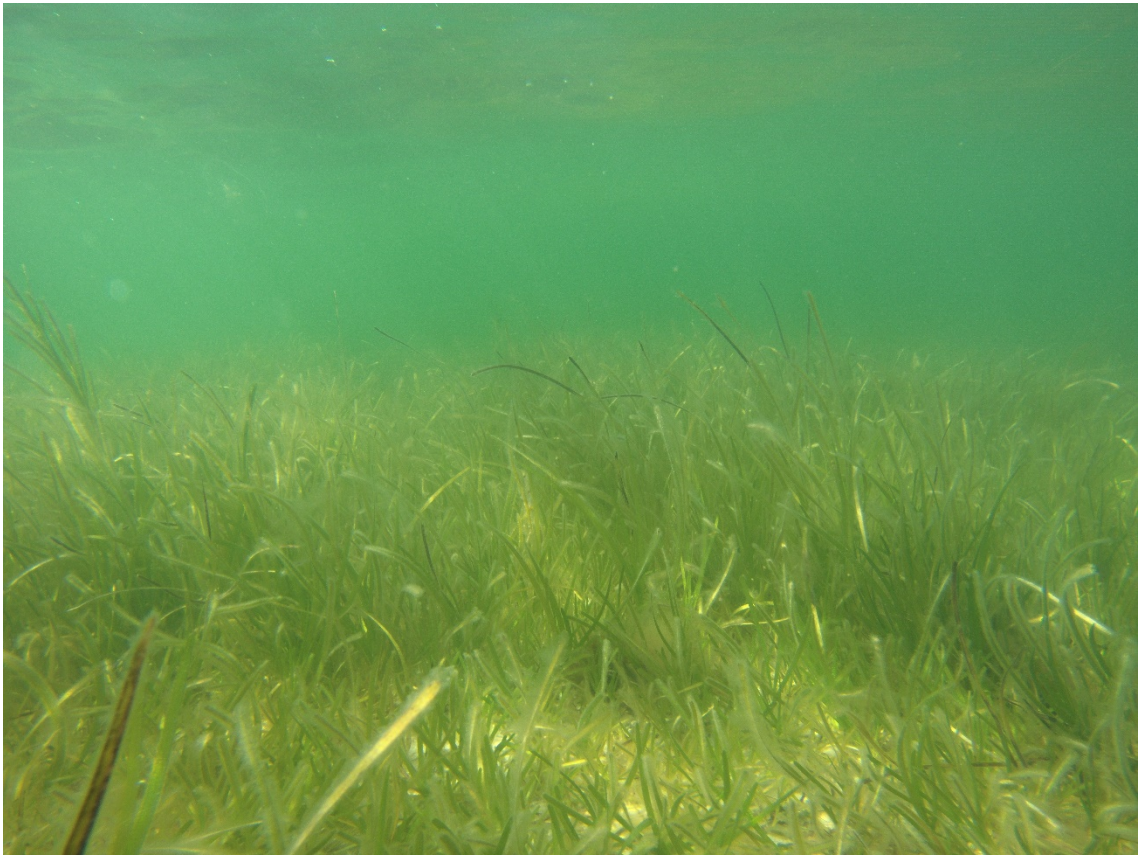
I Danmark har der i tidligere og nuværende vandområdeplaner (2009-15, 2015-21) været fokus på presfaktoren tilførsel af næringsstofferne kvælstof og fosfor. Der findes imidlertid en række andre presfaktorer såsom fiskeri, råstofindvinding, klapning mm som også kan have betydning for tilstanden i det marine miljø (se også Petersen et al. 2018). Stedspecifikke – eller lokaliserede - presfaktorer er menneskelige påvirkninger, der er kendetegnede ved at påvirke miljøet direkte på de arealer, hvor aktiviteten foregår, eller i en snæver omkreds omkring aktiviteten. Med mindre aktiviteterne omfatter større arealer, har de stedspecifikke effekter ikke som udgangspunkt effekt på bassin-skala og adskiller sig dermed fra fx tilførsel af næringsalte. Fiskeri er i denne sammenhæng defineret som en stedspecifik presfaktor, selvom fiskeriet potentielt også kan have effekter på bassin-skala ved fx selektivt at fjerne top prædatorer med deraf følgende kaskadeeffekter på plankton (se også Petersen et al. 2018).

De stedspecifikke presfaktorer fiskeri med bundslæbende redskaber, råstofindvinding, klapning (herunder bypass) og gravning i havbunden kan forventes at have samme type effekter på kvalitetselementet angiospermer (ålegræs): Direkte effekter i form af den fysiske påvirkning som vil ødelægge ålegræsset i påvirkningsområdet, og indirekte effekter relateret til suspension af sediment i forbindelse med aktiviteten, som vil lede til midlertidig reduktion i lys-nedtrængning i vandsøjlen, samt evt. sedimentere på bladene (Brodersen et al. 2017) og dermed potentielt reducerede livsbetingelserne for ålegræs (Petersen et al. 2018). Med ensartede påvirkningsmekanismer kan effekter af disse presfaktorer forholdsvis nemt kumuleres, da de kan adderes. For de direkte effekter handler det om addering af påvirket areal og for de indirekte effekter vil det handle om addering af mængde og spredning af det suspendede materiale og i et vist omfang årstiden for aktiviteten, da nedsat lys-nedtrængning i vinterhalvåret vil have begrænset effekt på ålegræsset.

Petersen et al (2018) vurderede effekterne af de stedspecifikke presfaktorer fiskeri, råstofindvinding, klapning og gravning i havbunden til generelt at have potentielt mindre betydning på vandområdeniveau dog med forbehold for effekter af fiskeri og i enkelte områder potentielt ligeledes af gravning. Imidlertid bygger denne konklusion på den præmis, at presfaktorerne er vurderet enkeltvis. Ved at inddrage samtlige lokaliserede presfaktorer i samme analyse vil resultatet muligvis blive et andet.

Det er formålet med denne analyse at - gennem addering - kumulere effekterne af presfaktorerne fiskeri med bundslæbende redskaber, råstofindvinding, klapning (herunder bypass) og udgravning af sejlrender og havneområder og vurdere den kumulerede effekt af den direkte påvirkning og den indirekte påvirkning i form af resuspension af sediment på kvalitetselementet angiospermer (ålegræs). Andre indirekte effekter er ikke vurderet i denne analyse, primært fordi

der ikke er datamateriale til at kvantificere evt. effekter på vandområdeniveau. Analyserne baserer sig alene på allerede eksisterende data og der er ikke i projektet foretaget selvstændig dataindsamling.



**Ålegræs på 2-3 meters dybde i Det Sydfynske Øhav. Foto: Peter Anton Stæhr.**

## 2. Materialer og metoder

Datagrundlaget for analyserne stammer fra flere forskellige eksterne kilder, som ikke i alle tilfælde er fuldstændigt matchende i tid og rum. Datapræcisionen for en given aktivitet varierer således både mellem presfaktorer og indenfor den enkelte presfaktor. Det gælder i mindre grad for kvalitetselementet, hvor analyserne primært er baseret på dataindsamlingen i NOVANA-programmet. Men også her er der fx områder, som ikke er monitorerede. Endelig er der for kvalitetselementet anvendt modellerede data som supplement til monitoringsdata. I relation til indirekte effekter forbundet med suspension af bundmateriale i forbindelse med aktiviteterne er der ingen direkte målinger, og der er til analyserne brugt modellerede data eller vurderinger baseret på andre typer undersøgelser.

### 2.1 Fiskeri

Det kystnære fiskeri i Danmark foregår fra relativt små fartøjer, hvoraf en stor del fisker med garn, mens fiskeriet med bundsløbende redskaber primært foregår med skrabere efter muslinger og østers, bomtrawl efter hesterejer, snurrevod efter rødspætter og med traditionelle bundtrawl efter torsk og fladfisk (Gislason et al. 2014). De bundsløbende redskaber har forskellig fysisk påvirkning af bunden under brug (areal og sedimentdybde), hvor eksempelvis snurrevod har en meget stor arealpåvirkning ( $1 \text{ km}^2 \text{ t}^{-1}$ ), som potentielt kan påvirke sedimentets øverste lag i store dele af et vandområde. Modsat forholder det sig for muslingeskrabere, som påvirker et væsentligt mindre areal per time fiskeri ( $0,05 \text{ km}^2 \text{ t}^{-1}$ ), men går dybere i sedimentet end snurrevod (Eigaard et al. 2016). Både udbredelsen (det samlede areal af vandområdet der påvirkes af fiskeri) og intensiteten (hvor hyppigt de forskellige områder af det samlede areal påvirkes) af fiskeriet har betydning for effekten på kvalitetselementerne, herunder ålegræs, og bør derfor altid inkluderes i beregninger og mål for det samlede fiskeripres i vandområderne.

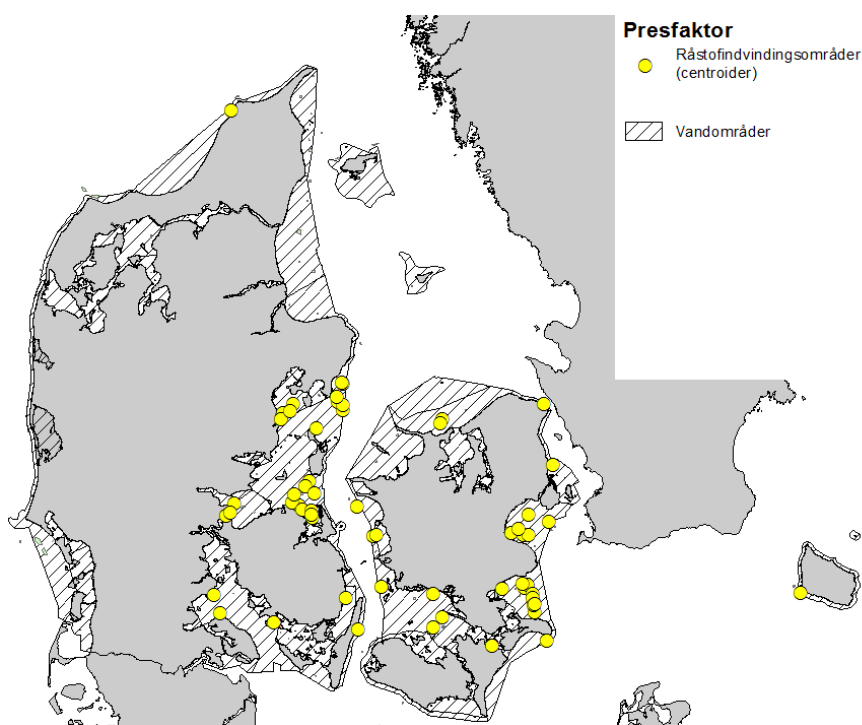
Kortlægningen af presfaktoren fiskeri inkluderer alle danske indsatser med bundsløbende redskaber (bundtrawl, bomtrawl, snurrevod og muslingeskrabere) i vandområderne, som har været monitoreret med AIS (Automatic Identification System) data, VMS-data (Vessel Monitoring System) data eller BB (Black Box) data samt logbøger i perioden 2014-2018. Forskellen imellem de tre data-typer er primært det tidsinterval, hvormed fiskefartøjets position og hastighed registreres, og dermed hvor præcist man kan kortlægge redskabernes havbundspåvirkning. BB-data er de mest præcise og VMS-data de mindst præcise. AIS-data har meget variable tidsintervaller, nogle gange hvert 10 sekund, andre gange kan de mangle for en hel fangsttur (se eventuelt ICES 2018 og Nielsen et al. 2018 for en uddybning af de tre datatyper).

Arealet af den havbund, der påvirkes ved hver enkelt fiskeriindsats ('swept area' eller fodaftrykket per trawltræk), er estimeret ved brug af metoder udviklet af Eigaard et al. (2016, 2017), hvor informationer om de enkelte fartøjers fiskeriaktivitet fra BB, AIS eller VMS-data kobles med informationer om de anvendte redskaber (type, antal og størrelse af redskab) fra logbøger. Efterfølgende kan fodaftrykkene fra hver enkelt fiskeriaktivitet aggregeres over tid og rum, som det vurderes mest hensigtsmæssigt i forhold til analyse- eller kortlægningsformål. I nærværende analyse har vi aggregeret de enkelte fodaftryk over en periode på fem år (2014-2018) og over to rumlige skalaer: 1) samlet på vandområdeniveau, og 2) i mindre områder af havbunden i form af kvadrater (gridceller) på  $100 \times 100 \text{ m}$ . Fiskeriintensiteterne er således estimeret som 'swept

area ratios' (SARs) for alle 5 år ved at dele periodens samlede redskabspåvirkning i hvert område (det kumulerede fodaftryk målt i m<sup>2</sup>) med arealet af området, dvs. for henholdsvis vandområdet (variabelt) og kvadratet (10.000 m<sup>2</sup>). SAR-værdierne kan derfor tolkes som udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte vandområder/kvadrater er blevet direkte påvirket af fiskeri i perioden fra 2014-2018. En årlig middelfrekvens af fiskeripåvirkningen i perioden fås ved at dividere SAR estimaterne med 5.

## 2.2 Råstofindvinding

Miljøstyrelsen håndterer og udsteder tilladelser til indvinding af råstoffer. Tilladelserne fordeler sig på tre forskellige slags indvindingsområder: fællesområder, auktionsområder og bygherreområder. Fællesområder er områder til havs, hvor alle kan søge om tilladelse til at indvinde råstof. Virksomheder, der indvinder råstoffer i fællesområder, skal indrapportere de indvundne mængder hvert kvartal til Miljøstyrelsen. Disse data er offentligt tilgængelige på Miljøstyrelsens hjemmeside <https://mst.dk/erhverv/raastoffer/statistik-om-raastoffer/>. Auktionsområder er områder, hvor en virksomhed får eneret ved auktion til indvinding af råstof i det pågældende område. Bygherreområder er områder, der tildeles en bygherre ved større opfyldnings- eller kystbeskyttelsesopgaver. Data over råstofindvinding i auktionsområder og bygherreområder er fortrolige (<https://mst.dk/erhverv/raastoffer/raastofindvinding-paa-havet/>).

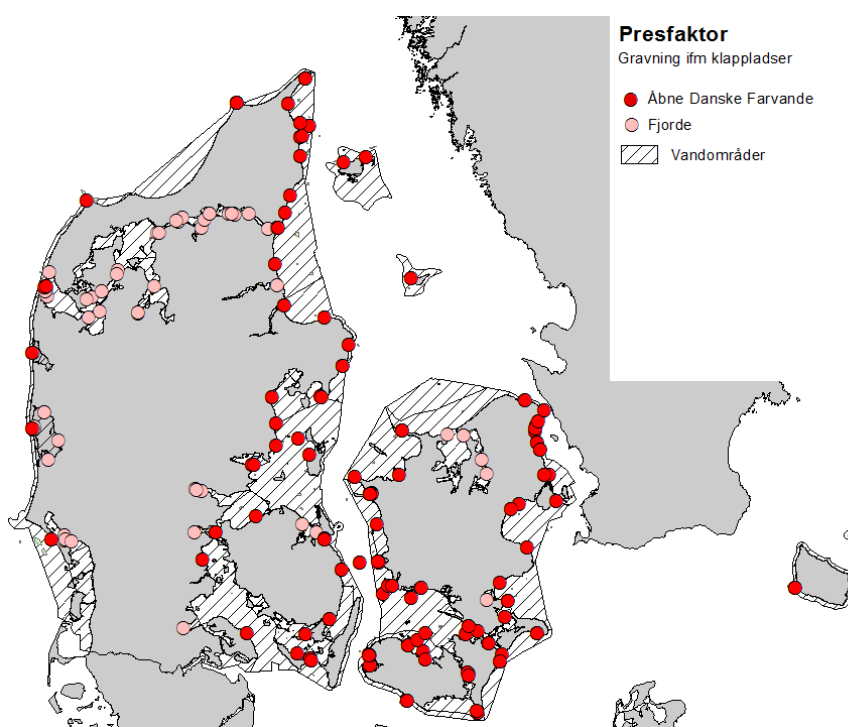


**Figur 1. Råstofindvindingsområder (for alle indvindingskategorier) i vandområderne, hvor der blev indvundet råstof i perioden 2013-2017. Områderne er repræsenteret ved centroiden af hvert råstofindvindingsområde.**

Data over indvundet mængde råstof i fællesområder blev indhentet fra Miljøstyrelsen for perioden 2013-2017, som er de år, hvor der er tilgængelige data. De indhentede data inkluderer områdenummer, område-navn og kvartalvis indvundet mængde (m<sup>3</sup>) råstof samt årlig tilladt indvundet mængde. Når et områdenummer fremgik flere gange i databasen på et givent år, blev indvindingerne for dette område lagt sammen. Der findes ikke data over indvundet mængde pr.

område i de tilfælde, hvor en virksomhed har indrapporteret indvinding fra flere områder på samme indrapportering. Kun den totale indvundne mængde er tilgængelig. Derfor blev den totale mængde råstof indvundet delt ligeligt mellem områderne noteret i indrapporteringen. Endelig blev de kvartalsvise indvindinger lagt sammen til årlig indvundet mængde råstof for et givent område, og der blev udregnet et årligt gennemsnit for hele årrækken (2013-2017). Datasættet inkluderer indrapporterede indvindinger på 0 m<sup>3</sup> for enkelte områder for nogle år. Hvis den tilladte indvinding var >0 m<sup>3</sup> for det pågældende område blev de 0 m<sup>3</sup> medtaget i udregningen af det årlige gennemsnit. Derudover var der for nogle områder manglende årlige indrapporteringer. Manglende år blev i overensstemmelse med Miljøstyrelsens opfattelse tolket som, at området ikke var aktivt. Gennemsnit per år blev derfor kun beregnet for de år, der blev medtaget i datasættet. Dette betyder, at antallet af år varierede fra område til område.

Data over indvundne mængder råstof i auktionsområder og bygherreområder bliver også indrapporteret til Miljøstyrelsen. Disse data er dog fortrolige og kan derfor umiddelbart ikke udleveres. Indenfor nærværende projekts løbetid var det ikke muligt at få udarbejdet en fortrolighedsaftale med Miljøstyrelsen. I stedet udleverede Miljøstyrelsen gennemsnitlig indvundne mængder for perioden 2014-2018 for ethvert område uanset om det var fælles-, auktions- eller bygherreområder. Dette dataset blev derefter brugt til at supplere de ovennævnte data over indrapporteret indvinding i fællesområder i perioden 2013-2017. På denne måde blev indvinding i områder, der ikke fremgik af ovennævnte database over fællesområder, estimeret.



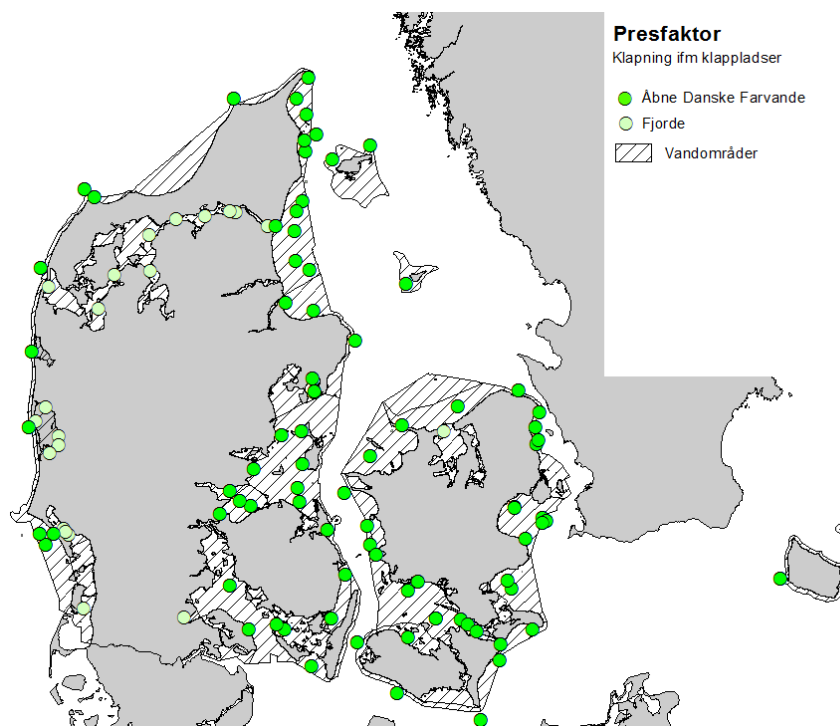
**Figur 2. Gravning relateret til klapping i vandområderne i perioden 2013-2017. Placeringerne er estimerede (se tekst).**

For at koble de udarbejdede databaser over råstofindvinding med de geografiske positioner for aktiviteten, blev databaserne sammenkædet med shapefilen fra Miljøstyrelsen over den geogra-

fiske position for råstofindvindingsområder <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis-raa-stofferhavet> (tilgået 19-08-2019) i form af polygoner repræsenterende arealet af råstofindvindingsområderne. Dette blev gjort på basis af råstofindvindingsområdernes nummer. Data blev efterfølgende afgrænset til kun at inkludere råstofindvinding i vandområderne. Præcis lokalisering af råstofindvindingen i de enkelte områder er ikke mulig, kun det samlede areal, hvor der er tilladelse til indvinding kan bestemmes. Placering af råstofindvindingsområderne er vist i figur 1.

### 2.3 Klapping, bypass og udgravning

Klapping og gravning omfatter flere aktiviteter herunder klapping (gravning og efterfølgende losning) og bypass (gravning og efterfølgende losning) samt Kystdirektoratets oprensingsforpligtelser (gravning og efterfølgende losning). Miljøstyrelsen er fungerende myndighed i forbindelse med behandling og udstedelse af klaptilladelser. Bliver en ansøgning godkendt, giver Miljøstyrelsen tilladelse til at losse en given mængde sediment på en eller flere specificerede klappladser over en årrække på typisk 5 år. Når Miljøstyrelsen vurderer, at opgravet marint sediment er rent og uden betydende mængder miljøforurenende stoffer, skal sedimentet ifølge Kystbeskyttelseslovens §16b stk. 1 nr. 1 og 2 genanvendes. Kystdirektoratet er myndighed for tilladelser til dette. Genanvendelse gøres på to måder: Bypass eller nyttiggørelse. Bypass er en videreførelse af sediment langs kysten på læsiden af den konstruktion (typisk en havn), der har standset den naturlige sedimenttransport. Nyttiggørelse er, hvor sedimentet anvendes til andre formål end bypass, fx kystfodring et andet sted. Endelig varetager Kystdirektoratet statens oprensingsforpligtelser, hvilket inkluderer internationale havne og sejlrender, se <https://mst.dk/erhverv/klapping/> og <https://kyst.dk/soeterritoriet/bypass-og-nyttigoerelse-af-sediment/>.

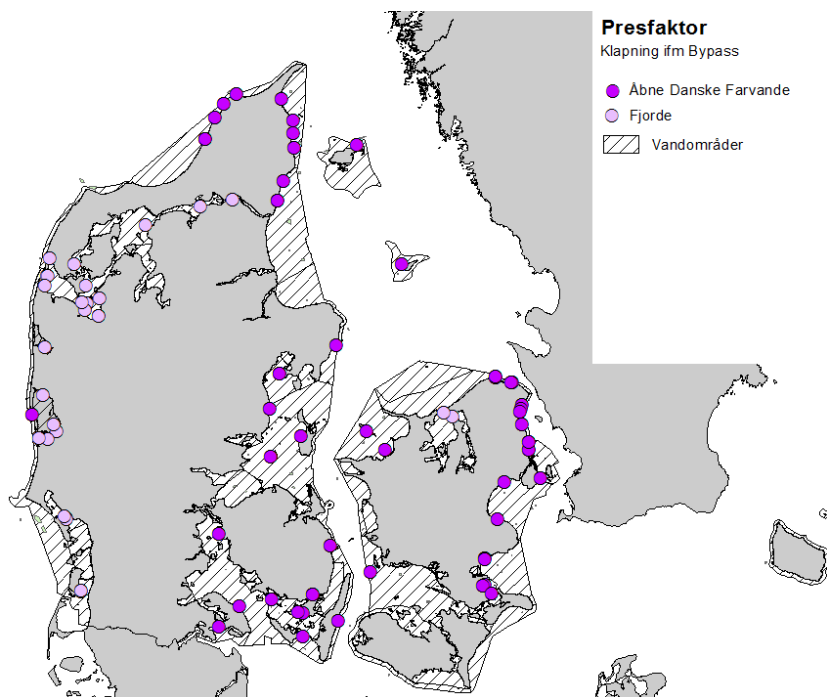


Figur 3. Klapping i vandområderne i perioden 2013-2017. Placeringer af klappladser er repræsenterede ved centroiden af hver klappads.

Fra Miljøstyrelsen blev der indhentet tilgængelige data over klapaktivitet fra 2013-2017 (2018 data var ikke tilgængelige). Data er i form af årlige indberetninger indsendt af aktøren (typisk en havn) til en pågældende klapningstilladelse. En indberetning beskriver bl.a. den totale mængde sediment losset i det pågældende år samt klapplads ID. Der findes ikke data over losset mængde pr. klapplads i de tilfælde, hvor en aktør har indrapporteret losning på flere klappladser i samme indrapportering. Derfor blev den totale mængde losset sediment delt ligeligt mellem de klappladser der var noteret i indrapporteringen. For at koble databasen over losning i forbindelse med klapning sammen med den geografiske position for aktiviteten blev databasen sammenkædet med shapefilen fra Miljøstyrelsen over arealer (polygoner) for klappladserne <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?&profile=vandrammedirektiv2-bek-2019> (tilgået 19-08-2019). Dette blev gjort på basis af klapplads ID. Hvor der ikke var overensstemmelse, fx hvis et klapplads ID i databasen ikke fremgik af shapefilen, blev den gældende klapningstilladelse fundet på internettet og klapplads ID i databasen blev korrigeret til den i shapefilen gældende klapplads ID. Ikke alle klappladser er anvendt i undersøgelsesperioden. Ved udregning af den gennemsnitlige årlige losning ( $m^3$ ) pr klapplads for perioden 2013-2017 blev år, hvor der ikke var indrapporteret klapningsaktivitet, således inkluderet. I Miljøstyrelsen findes der ingen data over gravning i forbindelse med klapninger. Til dette projekt blev det derfor antaget, at den årligt opgravede mængde ved en pågældende aktør (typisk en havn eller sejlrønde) svarede til den årligt indrapporterede mængde sediment losset. Denne antagelse er konservativ, da den ikke tager højde for sediment, der måtte være blevet deponeret efter opgravning. Det har ikke været muligt at estimere denne mængde indenfor projektets rammer. Placeringen af udgravningen blev valgt ved at tilgå de pågældende klapningstilladelser på internettet og i det deri udpegede udgravningsområde vælge et punkt, hvor en udgravning sandsynligvis fandt sted og antageligvis vil have størst effekt på ålegræs. Denne metode har svagheder i forhold til den potentielle effekt i hele det udgravede områdes udstrækning, men er hvad der er muligt med det tilgængelige datamateriale. Samme fremgangsmetode blev brugt for udgravning af sejlrønder. For dette datasæt blev der også udregnet et årligt gennemsnit for perioden 2013-2017 for hver aktør. Som følge af uoverensstemmelser mellem shapefiler og databaser, blev Fællesområde 554-DA Vedbæk 2013 (indvundet  $6.135 m^3$ ) ikke inddraget i analysen. Placering af gravning og losning i forbindelse med klapning i vandområderne er vist i figur 2 og figur 3.

Fra Kystdirektoratet blev der indhentet tilgængeligt data over losning i forbindelse med bypass, kystfodring og nyttiggørelse for perioden 2016-2018. Det er en relativ ny procedure, at Kystdirektoratet bogfører disse aktiviteter. Der findes derfor ikke tilgængelige data længere tilbage end 2016. De indhentede data er i form af årlige indberetninger indsendt af den pågældende aktør (typisk en havn), der har en gældende bypass-tilladelse. Langt størstedelen (85%) af de indrapporterede sager drejer sig om bypass. Indberetningerne rummer bl.a. den totale mængde ( $m^3$ ) sediment losset i det pågældende år. For at koble databasen over losning i forbindelse med bypass sammen med den geografiske position for aktiviteten blev databasen sammenkædet med shapefilen fra Kystdirektoratet over arealer (polygoner) for bypass-områderne <http://kms.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=8669133b3f4842b7a9a19fb24b08ffd5> (tilgået 19-08-2019). Dette blev gjort på basis af journalnumre. For hvert bypass-område blev der udregnet en årlig gennemsnitlig mængde losset sediment for perioden 2016-2018. År uden angivet mængde blev betragtet som 0. Shapefilen fra Kystdirektoratet indeholder også den geografiske position som punkt for de udstedte tilladelser (hvilken havn der har fået tildelt et journalnummer). Placeringen af disse blev antaget at gøre det ud for placering af udgravningen af sedimentet i forbindelse med en

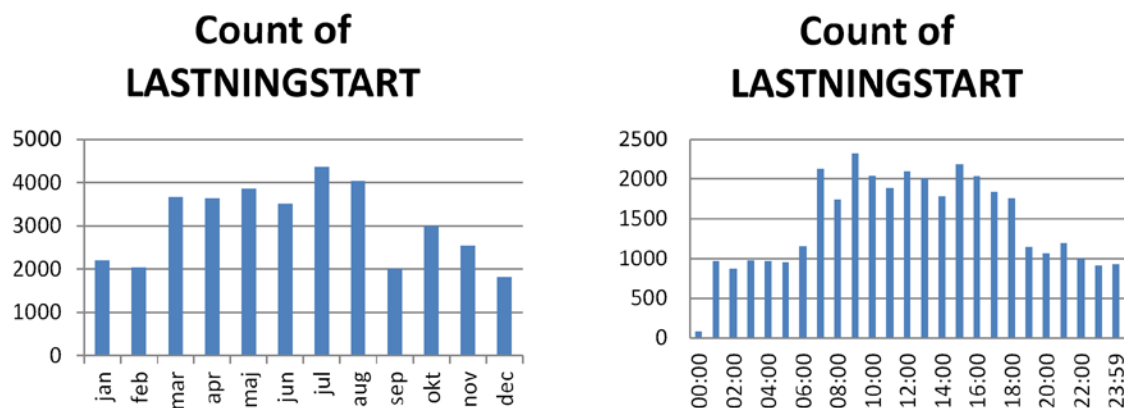
indrapporteret bypass aktivitet. De to aktiviteter - gravning og losning - blev sammenkædet ved hjælp af journalnummer. Mængden af sediment udgravet blev antaget at svare til den mængde sediment, der blev indrapporteret anvendt til bypass. For dette datasæt blev der også udregnet en årlig gennemsnitlig mængde for perioden 2016-2018 for hvert udgravningsområde. Som følge af uoverensstemmelser i shapefiler og databaser, blev losning i forbindelse med bypass i område 16/02847 (700 m<sup>3</sup> i 2017) og 17/00253 (6450 m<sup>3</sup> i 2017) forbigået i den efterfølgende analyse. Lokalisering af bypass i vandplanområderne er vist i figur 4.



**Figur 4. Bypass i vandområderne i perioden 2016-2018. Placeringer af bypass-områder er repræsenterede ved centroiden af hvert område og inkluderer også gravning ifm. bypass, da gravningen typisk foregår tæt på bypass-området.**

Gravning og losning i forbindelse med klapping og bypass forestået af Kystdirektoratet er bogført siden 2012 i en betydelig højere detaljeringsgrad end indrapporteringer fra erhvervet og direktoratets data er blevet indsamlet for perioden 2012-2019. Ifølge datasættet var der noteret gravning for 36.663 graveaktiviteter udført af virksomheder på vegne af Kystdirektoratet. Langt størstedelen (94%) blev udført med slæbesugning, hvor den gennemsnitlige last pr fartøj var 1.239 m<sup>3</sup>. I samme periode var der noteret losningsmetode for 36.517 losningsaktiviteter, hvoraf størstedelen blev udført ved brug af enten split eller klap. Det blev antaget, at split og klap resulterer i lignende spredning af partikulært materiale. I de indhentede oplysninger, var der tillige noteret måned for 36717 graveaktiviteter og tid på døgnet for 36076 graveaktiviteter. Heraf fremgik det at udgravning primært foregik i vækstsæsonen for ålegræs samt i dagstimerne (figur 5).





Figur 5. Oversigt over hvilke måneder og på hvilken tid af døgnet udgravninger (lastning) fandt sted, foretaget af virksomheder der har varetaget Kystdirektoratets oprensingsforpligtigelser i perioden 2012-2019.

## 2.4 Suspension af sediment

### 2.4.1 Suspension af sediment ved råstofindvinding, klapping, bypass, gravning

Til beregning af koncentrationen af suspenderet sediment fra aktiviteter i forbindelse med gravning og klapping (herunder bypass), samt råstofindvinding, har vi anvendt en 3-D hydrodynamisk model (COHERENS<sup>1</sup> modelsystemet) opstillet af Climatelab Aps. og som anvendes som en operationel model til beregning af prognoser for vandstand og strømforhold. Modellen dækker Nordsøen og Østersøen. Modellen har en horisontal opløsning på ~3,7 x 3,7 km (~2 x 2 sømil) og 25 vertikale lag. I modellen er anvendt et tidsskridt på 50 sekunder. De meteorologiske felter, der driver modellen, dækker hele området og er baseret på ERA5, som har en horisontal opløsning på ca. 30 km og en tidlig opløsning på 3 timer.

COHERENS modelsystemet omfatter et relativt avanceret sedimentmodul, som gør det velegnet til at beregne sedimentprocesser, herunder fortynding, transport, sedimentation og re-suspension. Koncentrationen af suspenderet partikulært materiale (SPM) beregnes i vandsøjlen og faldhastighed beregnes ud fra kornstørrelsen af SPM. Re-suspension beregnes ud fra bundstress (bundforskydningspændingen), hvor både strøm og påvirkning fra bølger inkluderes. Bølgepåvirkningen beregnes ud fra den signifikante bølgehøjde, periode og retning, og disse felter er også baseret på ERA5. Da ERA5 har en horisontal opløsning på ~30 km, vil bølgepåvirkningen ikke beskrive effekter på mindre rumlig skala. Modellsimuleringer foretages for 2018, og resultater gemmes som time-værdier.

Til beregninger af koncentrationen af suspenderet sediment fra aktiviteter i forbindelse med presfaktorerne anvendes tre repræsentative kornstørrelser, baseret på de havbundssedimenttyper, der fremgår af GEUS' havbundssedimentkort for danske farvande (se bilag 1). Det er de 3 fineste havbundssedimenttyper der anvendes i beregningerne: Dynd og sandet dynd (35 µm), dyndet sand (135 µm) og sand (500 µm). I forbindelse med gravning anvendes repræsentative kornstørrelser for den lokalitet, hvor sedimentet er gravet. I forbindelse med losning af sediment, som stammer fra mere end én lokalitet, er der anvendt en fordeling af de repræsentative

<sup>1</sup> Se evt. dokumentation på <http://odnature.naturalsciences.be/coherens/>

kornstørrelser vægtes i forhold til den relative gennemsnitlige årlige mængde fra hver lokalitet. For aktiviteter i forbindelse med råstofindvinding er den præcise lokalitet inden for råstofindvindingsområdet ukendt. Her anvendes en kornstørrelsesfordeling vægtes i forhold til den relative arealmæssige udstrækning af de forskellige havbundssedimenttyper inden for råstofindvindingsområdet.

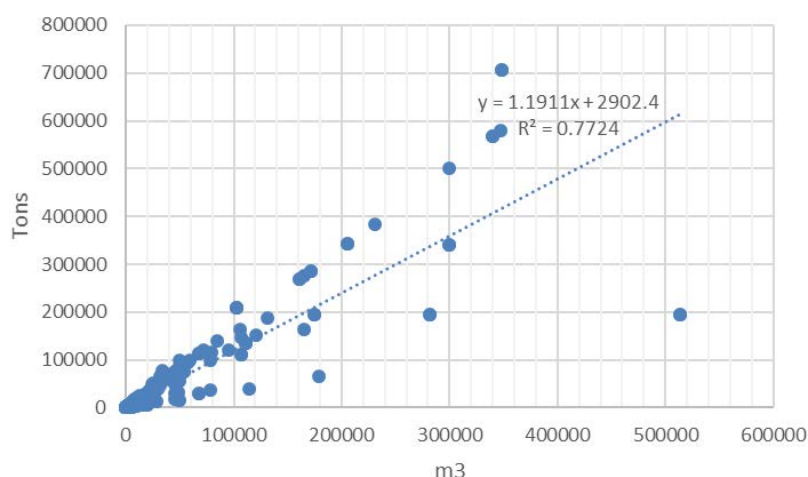
For de vandområder, der ligger i de indre danske farvande herunder de danske fjorde, og som ikke er inkluderet i 3-D modellen for de åbne farvande, er der anvendt en 1-D modelberegning, ligeledes baseret på samme modelsystem COHERENS. Modelopstillingen for hver fjord er foretaget for et areal på 2 x 2 sømil svarende til arealet for hvert beregningspunkt i 3-D modellen. Dette er gjort for at sikre konsistens og sammenlignelighed i resultater og senere fortolkninger heraf. Gennemsnitlige årlige mængder for de forskellige presfaktorer er summeret indenfor for hvert vandområde, og skaleret i forhold vandområdets areal, relativt til det areal 1-D modellen repræsenterer. Der anvendes en vanddybde for vandområdet repræsenteret i 1D modellen svarende til vandområdets gennemsnitsdybde. Gennemsnitsdybder for hvert vandområde er beregnet ud fra GEBCO dybde-data (IOC, IHO and BODC, 2003) bortset fra Limfjorden og Ringkøbing fjord. Her er anvendt gennemsnitsdybder som angivet i vandplanerne. Meteorologisk data til at drive modellen er hentet fra ERA5 datasættet fra en position svarende til koordinaterne for vandområdets centroide. Input til 1D beregningerne er vist i tabel 1.

**Tabel 1. Gennemsnitlige årlige mængder af sediment fordelt på aktiviteter for 11 vandområder (fjorde) i de indre danske farvande for hvilke 1-D modelberegninger er foretaget. Udover gennemsnitlige årlige mængder (m<sup>3</sup>) af sediment er arealet og gennemsnitsdybden angivet for hvert vandområde. "Antal lokaliteter" refererer til antallet af lokaliteter som de gennemsnitlige årlige sedimentmængder er summeret over.**

Navn	ID	Råstof	Klappladser - losning	Klappladser – gravning	Bypass - losning	Bypass - gravning	Antal lokaliteter	Areal	Middeldybde
		m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>			m
Roskilde Fjord	1	0	0	1.557	617	617	4	72	3,1
Isefjord	24	0	444	627	2.367	2.367	6	253	7,1
Grønsund	45	70.325	18.276	10.8278	0	0	13	101	6,4
Stege Bugt	48	0	0	61	2.420	2420	7	133	2,3
Åbenrå Fjord	102	0	5.491	5.491	0	0	2	33	17,2
Lister Dyb	111	0	1.429	0	64.489	64.489	5	205	2,6
Grådyb	121	0	54.3071	74.6136	402.114	402.114	14	125	2,0
Vejle Fjord	123	0	0	24.365	0	0	3	16	2,4
Ringkøbing Fjord	132	0	15.723	9.220	9.000	9.000	22	285	1,9
Nissum Bredning	156	0	22.3807	294.829	71.673	71.673	75	1.278	4,9
Bjørnsholm Bugt	157	0	5.312	1.978	0	0	4	223	4,9

Som følge af manglende eller begrænset information om hvor, hvornår og hvor meget der losses/opgraves i forbindelse med råstofindvinding, klapning og bypass, og fordi der kun har været adgang til data fra et begrænset antal år, har det været nødvendigt at opstille en række forudsætninger og antagelser for, hvordan presfaktorerne specificeres i modelberegningerne.

- **Sedimentmængder anvendt:** De årlige gennemsnitlige sedimentmængder er korrigeret således, at kun den andel af aktiviteten, der foregår i vækstsæsonen april-oktober er medtaget. Baseret på Kystdirektoratets oprensingsforpligtigelser blev det således vurderet at ca. 66% af al gravning foregår i vækstsæson. Al aktivitet antages i de lyse timer, dvs. fra 8-20, selvom ca. 1/3 vurderes at foregår i de mørke timer. I modellen bliver de enkelte aktiviteter specificeret midt på dagen kl. 12.00. Grundlaget for disse antagelser fremgår af figur 5. Vi anvender således et konservativt estimat, dvs. en overestimering af den potentielle effekt. Andelen af spild i forbindelse med gravning er antaget at være relativt højt som et konservativt estimat, og er sat til 10%.
- **Antal aktiviteter pr lokalitet:** Den gennemsnitlige last per aktivitet er sat til 1239 m<sup>3</sup> (se ovenfor). Dette tal er baseret på en gennemsnitlig mængde i forbindelse med gravning vha. slæbesugning, som, ifølge Kystdirektoratet er den mest udbredte gravemetode. I forbindelse med råstofindvinding har vi ingen data. Det samlede antal aktiviteter per lokalitet er derfor beregnet ved at dividere den samlede gennemsnitlige årlige sedimentmængde for hver lokalitet med 1239 for at finde antallet af hændelser. En evt. rest specificeres i en hændelse for sig.
- **Fordeling af aktiviteter over tid:** Estimerede antal af aktiviteter per lokalitet fordeles ligeligt over tid med et fast interval inden for vækstsæsonen april-oktober.
- **Varighed af aktiviteter:** Det antages, at det ved gravning tager 1 time at fylde en båd uanset størrelse, og 10 min. at tømme en last ved losning i forbindelse med klapning eller bypass-operationer.
- **Omregning af m<sup>3</sup> til tons:** I Miljøstyrelsens database over losningsaktiviteter i forbindelse med klapning findes data for sedimentmængder i både m<sup>3</sup> og tons. For grave- og losningsaktiviteter i forbindelse med bypass samt råstofindvinding er en multiplikationsfaktor på 1,2 anvendt til at omregne fra m<sup>3</sup> til tons. Faktoren er baseret på den gennemsnitlige sammenhæng mellem mængder i m<sup>3</sup> og tons for klapningsaktiviteterne (se figur 6).



**Figur 6. Sammenhæng mellem de angivne sedimentvolumener (m<sup>3</sup>) og sedimentmasser (tons) i datasættet over indrapporterede losnings aktiviteter i forbindelse med klapning indhentet ved Miljøstyrelsen.**

Den hydrauliske 3D model er kalibreret og valideret, mens sedimentmodellen ikke er kalibreret til de lokale forhold i danske farvande. I sedimentmodellen antages sedimentet at være ikke-cohesivt. Den kritiske bundforskydningspænding for re-suspension ved bunden samt faldhastigheder af sediment afhængig af kornstørrelsen, er baseret på erfaringsværdier.

#### 2.4.2 Suspendering af sediment ved fiskeri

Beregninger af suspension af sediment ved fiskeri med bundsløbende redskaber baserer sig på en 3D model i FlexSem modelsystemet udviklet af AU-DCE (Larsen et al. 2020). Modellen er kalibreret til muslingefiskeri med en standard skrabelængde på 100 m og en bredde på 5,6 m (4 net x 1,4 m), dvs. et areal på 560 m<sup>2</sup>. Mængden af resuspenderet materiale var 2,6 kg m<sup>-2</sup> baseret på den maksimale værdi fra Dyekjær et al. (1995), som målte koncentrationer af sediment i vandsøjlen lige efter et muslingeskrab i Limfjorden. Desuden blev det antaget, at alle partiklerne bestod af mudder/silt med en størrelse på <63 µm svarende til en faldhastighed på 0,0014 m s<sup>-1</sup>, og at de var ikke-cohesive. Denne kornstørrelse har en relativ lille synkehastighed og vil give en større sedimentfane i forhold til større partikler og er derfor et konservativt estimat (størst mulig påvirkning). Alle partiklerne blev ligeligt fordelt i en 5 m vandsøjle over sporet fra muslingefiskeriet. Modelområdet var en sekskantet polygon (630 x 630 m) med en horisontal opløsning på 10 m og en vertikal opløsning på 0.5 m. Modellen blev forceret med målte partikelstørrelser og hastighedsprofiler samt valideret mod målte lysændringer i vandsøjlen i Skive fjord og Løgstør Bredning (Saurel et al. in press, Pastor et al. unpublished). Vi anvendte modellen med fire forskellige strømhastigheder i sydvestlig retning baseret på fire typer af områder i de danske farvande. Strømhastighederne blev udtrukket fra en 3D hydrodynamisk model (www.marine.copernicus.eu) og gennemsnit (samt max. og min. værdier) blev beregnet for hver type område fra april-oktober. De fire typer af områder var 'fjorde' og kystnære områder med hhv. 'lav', 'middel' og 'høj' strømhastighed med en repræsentativ strømhastighed på hhv. 0,014 m s<sup>-1</sup>, 0,02 m s<sup>-1</sup>, 0,05 m s<sup>-1</sup> og 0,1 m s<sup>-1</sup> (tabel 2). Sedimentfanens længde samt gennemsnitlig koncentration blev beregnet for 0-1 time efter fiskeriet, hvorefter det meste var deponeret på bunden.

**Tabel 2. Beregnede strømhastigheder (m s<sup>-1</sup>) fra 3D hydrodynamisk model for fire typer af områder.**

Strøm- hastighed m/s	Fjorde	Kystnære områder inkl. Limfjorden med lav strømha- stighed	Kystnære områ- der med middel strømhastighed	Kystnære områ- der med høj strømhastighed
Min-maks	0,004-0,019	0,009-0,020	0,020-0,050	>0,050
Anvendt værdi i model	0,014	0,020	0,050	0,100

De ovenfor beskrevne modelestimater for resuspension og sedimentfanens længde ved én standardindsats på 100 m (560 m<sup>2</sup>) muslingefiskeri ved fire forskellige strømhastigheder (tabel 4) er koblet med datalaget for kumulerede fodaftryk fra alt fiskeri (totalt antal m<sup>2</sup> påvirket af bundsløbende redskaber) i kvadrater af 100 x 100 m. Denne kobling danner grundlaget for estimering af sediment resuspension fra fiskeri i vandområderne i perioden 2014-2018. I estimeringen er det antaget, at modelestimaterne for resuspension fra en standardindsats med muslingeskrab kan overføres til andre bundsløbende redskabstyper, hvor der tages højde for, hvor dybt

redskabet penetrerer sedimentet, se tabel 3. Den relative resuspensions værdi (RRV) delt med 15 angiver andelen af resuspension fra et givent redskab i forhold til muslingeskraberen.

**Tabel 3. Skaleringsfaktorer (RRV/15) for fiskeribetinget resuspension for 14 forskellige redskabstyper beregnet ud fra deres sediment-penetrationsdybde, som estimeret i Eigaard et al. 2016. Bemærk at en række af redskabstyperne i tabellen ikke er i anvendelse i danske farvande.**

	RRV/15
Skraber – muslinger, østers mm	1,00
Bomtrawl – rødspætter, søtunger mm	1,00
Bomtrawl - konksnegle	1,00
Bomtrawl - hesterejer	0,55
Trawl – jomfruhummer, rejer	0,37
Trawl – andre krebsdyr blandet	0,34
Trawl – blandet jomfruhummer og bentiske fisk	0,28
Trawl – blandet bento-pelagiske arter	0,27
Trawl – blandet konsumfisk	0,20
Trawl – blandede bentiske arter	0,15
Trawl – torsk, rødspætter	0,14
Snurrevod – torskefisk, fladfisk	0,11
Trawl – brisling, tobis	0,09
Snurrevod – rødspætte, torsk mm	0,07

**Tabel 4. Strømhastigheder anvendt i modellen for forskellige områder, estimeret sedimentfane længde og intensitet ved en faldhastighed for sediment på 0,0014 m s<sup>-1</sup> målt 0-1 t efter skrab i en 5 m vandsøjle.**

Vandområdetype	Strømhastighed (m s <sup>-1</sup> )	Sedimentfane længde (m)	Sedimentfane intensitet (g m <sup>-2</sup> )
Fjorde	0,014	120	7,1
Kyster med lav strømhastighed	0,020	200	5,6
Kyster med medium strømhastighed	0,050	400	2,6
Kyster med høj strøm-hastighed	0,100	600	1,2

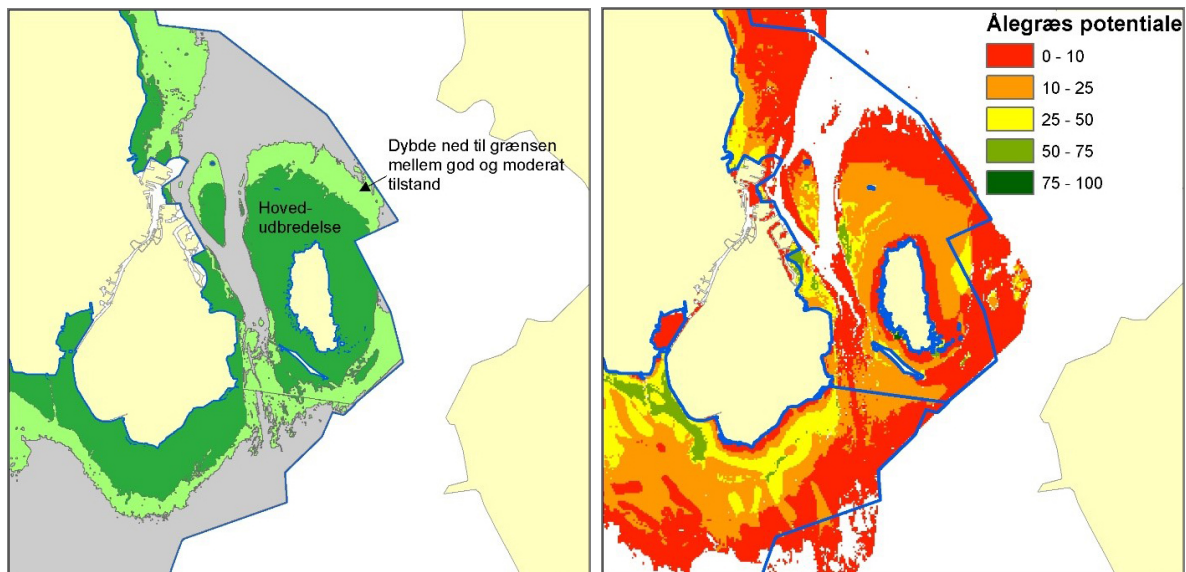
Koblingen af de to datakilder og estimeringen af resuspensionen fra fiskeri er foregået trinvist som følger:

- Filtrering af monitoringsdata (BB, AIS og VMS) således, at kun indsatser inden for ålegræssets primære vækstsæson (1. april til og med 30. september) indgår i estimeringen.
- Beregning af de kumulerede fodaftryk (totalt antal m<sup>2</sup> påvirket) per 100 x 100m kvadrat i perioden 2014-2018 for alle vandområder.

- Opdeling af alle vandområder i fire kategorier for typisk strømhastighed jævnfør tabel 2 og tildeling af værdier for sedimentfane størrelse og intensitet ved lav faldhastighed jævnfør tabel 4.
- Beregning af antal sedimentfane per kvadrat i løbet af den analyserede periode. Dette er gjort ved at dividere det kumulerede fodaftryk fra fiskeri i kvadratet (total antal m<sup>2</sup> redskabspåvirkning, hvor der er korrigeret for forskelle i redskabsstørrelser) med én standard bundpåvirkning fra modellen (560 m<sup>2</sup>).
- Estimering af et standard sedimentfane areal for hver vandområdekategori, hvor det antages, at værdien for sedimentfane størrelse i tabel 4 repræsenterer diameteren i en cirkulær sedimentfane med centerpunkt i de enkelte kvadrater af hver 100 x 100 m, da strømrretningen er ukendt. Dette er et konservativt estimat, da påvirkningen vil dække et større område i GIS modellen end for det aktuelle skrab.
- Estimering af den totale mængde resuspenderet sediment for hvert kvadrat for perioden ved at kombinere antal sedimentfane med de kategori-specifikke sedimentfane arealer og intensiteter (g m<sup>-2</sup>). For de vandområde kategorier, hvor de genererede sedimentfane overlapper med tilstødende kvadrater (sedimentfane længde >100 m) fordeles sedimentfane intensiteten ud i henhold til sedimentfane arealet og adderes til en total værdi for de enkelte kvadrater.
- For at beregne gennemsnitskoncentrationen indenfor hver bundtype (sand/blød bund) antages det, at sediment fra sandbund bliver i vandsøjlen ca. 45 sekunder, men sediment fra blød bund bliver i vandsøjlen ca. 2 timer.

## 2.5 Ålegræssets udbredelse

Ålegræssets potentielle udbredelse er estimeret med forskellige metoder i hvert af de vandområder, hvor presfaktorerne fiskeri med skrabende redskaber, råstofindvinding, bypass eller gravning forekommer. I de danske farvande overvåges udbredelsen af ålegræs langs transekter, som monitoreres årligt for tæthed og udbredelsesdybde, i form af både hovedudbredelsen og den maksimale udbredelse. Hovedudbredelsens dybdegrænse er defineret som den største dybde, hvor ålegræsset dækker 10% af havbunden. I vandområdeplanerne bliver den gennemsnitlige dybdegrænse for hovedudbredelsen per vandområde, baseret på data for ålegræs indsamlet fra 2007-2013, brugt som indikator for miljøtilstanden. Grænsen mellem god og moderat miljøtilstand (god-mod grænsen) som fastsat i vandområdeplanerne 2015-2021 bliver brugt som mål for ønsket udbredelse af ålegræs i henhold til VRD-målsætninger. Hovedudbredelse og udbredelsen til god-mod grænsen blev bestemt som arealer – dvs. areal fra kystlinjen ud til den respektive dybdegrænse - for at kunne analysere påvirkningen af de stedspecifikke presfaktorer. Derfor blev der for hvert vandområde bestemt det relevante areal. For alle områder, som ikke har opnået god tilstand, blev det potentielle ålegræsareal fra hovedudbredelsesdybden ud til god-mod dybdegrænsen beregnet som "Difference" (figur 7 tv, lysegrøn) for at identificere de påvirkninger som ligger i god-mod zonen uden for hovedudbredelsen. For alle dybdegrænser anvendte vi de samme bathymetridata, som blev brugt til udvikling og validering af den anvendte ålegræshabitatmodel (Stæhr et al. 2019). Der er fem områder, som er i god tilstand og dermed har en større hovedudbredelse end god-mod dybdegrænsen (tabel 5). Arealerne dækket af hovedudbredelse og god-mod grænsen i analysen indeholder ikke information om, hvor i dybde zonen der rent faktisk er ålegræs eller den forventede tæthed af ålegræsset.



**Figur 7. Til venstre: Dybdegrænser anvendt til vurdering af effekter af presfaktorer. Til højre: Ålegræsmodel med potentiel dækningsgrad i procent.**

Som et supplement til hovedudbredelse og god-mod grænsen er der anvendt en nyligt udviklet landsdækkende habitatmodel for ålegræspotentiale i de danske farvande, som kombinerer faktorerne lystilgængelighed, vandtemperatur, saltholdighed, iltkoncentration, bølgeeksponering og sedimenttype (Stæhr et al. 2019). Ålegræsudbredelsen fra modellen svarer til den maksimale udbredelse, hvor alle kriterier for gode vækstforhold er opfyldte. I forhold til den publicerede model (Stæhr et al. 2019) blev modellen her opdateret med det nyeste tilgængelige sedimentlag. Modellen er udviklet og valideret på nationalt niveau, så en del af vandområderne er meget små i forhold til modellens skala. Derfor bør resultaterne for hvert område vurderes med forsigtighed. I modsætning til estimaterne for hovedudbredelse og god-mod grænsen tager modellen højde for dækningsgrad. Derfor er arealet ifølge ålegræshabitatmodellen i hvert vandområde beregnet som: Ålegræs areal (ha) = areal dækket af ålegræs (ha) gange potentiel dækningsgrad (%) / 100

I 22 ud af de 119 vandområder med biologisk tilstandsvurdering er der ikke data for de tre ålegræsdata-lag (potentielt ålegræsareal til hovedudbredelsen, potentielt areal til god/mod grænsen, ålegræshabitatmodel). For 10 af disse vandområder er hovedudbredelsen ukendt – og for yderligere 10 vandområder skyldes det, at ålegræs ikke kan anvendes som kvalitetselement. For disse 20 områder er hverken hovedudbredelse eller god mod dybdegrænsen bestemt. I 12 vandområder er der ikke data til habitatmodellen (tabel 5). Datalaget til habitatmodellen er afhængigt af dækning af modellens inputlag og ikke alle vandområder omfattet af analysen er fuldt dækket.

**Tabel 5. Potentielt ålegræsareal indenfor hovedudbredelsen (Hovedudbredelse), potentielt ålegræsareal mellem dybdegrænsen for hovedudbredelse og god-mod grænsen (God-mod) og modelleret ålegræsudbredelse (for beregningsgrundlag se tekst) for vandområder med stedspecifikke presfaktorer. For en række områder kan hovedudbredelsen ikke anvendes eller er ukendt og i nogle områder findes modelleret udbredelse ikke. For 5 vandområder (hvor tilstandsvurdering er god) er hovedudbredelsen større end god-mod grænsen og der er derfor ikke yderligere areal ud til god-mod grænsen. Tilstandsvurdering: G=god, M=moderat, D=dårlig og R=ringe er fra VP2.**

ID	Vandområdets navn	Ålegræs-tilstand	Hovedudbredelse Areal (ha)	God-mod dybdegrænse (m)	Difference Areal (ha)	Vandområdets samlede areal (ha)	Modelleret ålegræsareal (ha)
1	Roskilde Fjord, ydre	G	5134	4,1	0	7182	736
6	Nordlige Øresund	R	11196	9,0	9040	29807	3108
24	Isefjord, ydre	G	7883	5,5	0	25326	3777
26	Musholm Bugt, indre	M	1000	4,1	550	10335	973
28	Sejerøbugt	R	10454	9,0	13237	81878	16
34	Smålandsfarvandet, syd	M	23043	6,8	71	24995	11319
38	Guldborgsund	M	6356	4,00	161	8197	4336
44	Hjelm Bugt	M	6338	7,0	3036	36369	4067
45	Grønsund	Ukendt		8,1	7131	10011	3592
46	Fakse Bugt	M	12166	8,1	5665	55539	5685
47	Præstø Fjord	M	1367	4,10	562	2189	519
48	Stege Bugt	G	12195	4,1	2	13295	5885
56	Bornholm	Ukendt		8,1	4064	21219	376
57	Christians Ø	Ukendt		8,1	50	1886	1
61	Dalby bugt	M	135	5,60	36	260	44
64	Skårupøre Sund	Ukendt		4,10	278	283	81
72	Kløven	G	935	6,10	0	1005	279
80	Gamborg Fjord	R	392	5,60	300	1037	280
86	Nyborg Fjord	R	422	6,2	153	811	130
90	Langelandssund	M	4972	8,1	2656	20755	1065
92	Odense Fjord, ydre	M	3148	4,20	656	4614	862
95	Storebælt, SV	M	4851	8,1	1447	18176	1091
96	Storebælt, NV	R	2545	9,0	3015	10125	644
101	Genner Bugt	D	97	8,90	80	504	13
102	Åbenrå Fjord	R	483	8,9	327	3284	224
103	Als Fjord	Ukendt		8,9	327	3284	224
104	Als Sund	R	207	4,0	61	550	71
105	Augustenborg Fjord	D	318	4,1	480	1508	343

Tabellen fortsætter på næste side ...



**Table 5, continued**

ID	Vandområdets navn	Ålegræs-tilstand	Hovedudbredelse Areal (ha)	God-mod dybdegrænse (m)	Differenc Areal (ha)	Vandområdets samlede areal (ha)	Modelleret ålegræsareal (ha)
107	Juvre Dyb	Kan ikke anvendes				12679	NA
111	Lister Dyb	Kan ikke anvendes				20406	NA
113	Flensborg Fjord, indre	D	160	7,5	227	1317	24
114	Flensborg Fjord ydre	R	3162	9,6	2200	14956	841
119	Vesterhavet syd	Kan ikke anvendes				64217	NA
120	Knude Dyb	Kan ikke anvendes				16446	NA
121	Grådyb	Kan ikke anvendes				12417	NA
122	Vejle Fjord, ydre	D	599	8,4	1551	9234	443
123	Vejle Fjord, indre	R	345	6,1	581	1641	101
124	Kolding Fjord, indre	R	127	4,10	300	485	37
125	Kolding Fjord	D	416	7,3	434	1023	60
127	Horsens Fjord, ydre	R	1829	8,5	1211	3265	1053
128	Horsens Fjord, indre	D	1936	6,4	2480	4604	925
129	Nissum Fjord, ydre	R	3077	2,00	233	3342	NA
130	Nissum Fjord, mellem	Kan ikke anvendes				2055	NA
131	Felsted Kog	Kan ikke anvendes				1058	NA
132	Ringkøbing Fjord	R	10958	2,2	5511	28519	NA
133	Vesterhavet nord	Kan ikke anvendes				21260	NA
138	Hevring Bugt	R	5964	9,0	30179	46089	5387
139	Anholt	Ukendt		9,0	13675	21159	1290
140	Djursland Øst	Ukendt		9,0	5801	17315	678
141	Ebeltoft Vig	M	2210	7,3	542	8457	18
145	Kalø Vig, indre	R	669	7,00	597	3485	442
146	Norsminde Fjord	Kan ikke anvendes				181	NA
147	Århus Bugt, Kalø m.fl.	M	3591	7,0	1643	27581	1122
154	Kattegat, Læsø	R	49361	9,0	11714	61664	11510
156	Nissum Bredning m.fl.	R	38749	4,1	13713	127832	6149
157	Bjørnholms Bugt m.fl.	R	3730	4,1	3203	22290	173
160	Mariager Fjord, ydre	D	1226	3,60	1348	2832	590
165	Isefjord, indre	M	3154	5,1	762	6224	1119
200	Kattegat, Nordsjælland	Ukendt		9,0	14888	71583	3231
201	Køge Bugt	M	12931	8,1	6662	60431	6594
204	Jammerland Bugt	Ukendt		9,0	7538	20571	85
206	Smålandsfarvandet	M	32011	8,1	11160	113135	9536

The table continues on the next page ...

Tabel 5, fortsat

ID	Vandområdets navn	Ålegræs-tilstand	Hovedudbredelse Areal (ha)	God-mod dybdegrænse (m)	Differen- Areal (ha)	Vandområ- dets sam- lede areal (ha)	Modelleret åle- græsareal (ha)
207	Nakskov Fjord	M	4669	4,40	112	5050	2253
208	Femerbælt	Ukendt		8,10	16807	17951	3791
209	Rødsand	G	15375	4,10	0	21130	11849
212	Faaborg Fjord	M	640	6,1	19	1071	270
213	Torø Vig og Torø Nor	M	144	5,6	25	198	120
214	Det sydfynske Øhav	M	26711	8,1	3385	57286	13718
216	Lillebælt, syd	R	3511	8,1	9633	102429	3252
217	Lillebælt, Bredningen	R	4915	8,1	6613	27880	3704
219	Århus Bugt syd m.fl.	R	17285	9,0	39896	180561	1759
221	Skagerrak	Kan ikke anvendes				99800	NA
222	Aalborg Bugt	D	6623	9,0	66563	105201	16417
224	Nordlige Lillebælt	R	3817	9,0	5252	32086	904
225	Ålbæk Bugt m.fl.	R	7122	9,0	13072	44333	3189

Til vurdering af de direkte påvirkninger fra de lokaliserede presfaktorer blev der for hvert vandområde beregnet størrelsen af et eventuelt areal overlap mellem aktiviteterne, og arealet blev bestemt for de tre forskellige mål for ålegræsudbredelse. Da det ikke er muligt at afgrænse præcis, hvor i de udpegede områder, aktiviteterne er foregået, har vi anvendt hele de udpegede områders arealer for råstofindvinding, klappning og klappning ifm. bypass og punktdata for udgravning i havne og sejltreder uanset om hele arealet har været brugt eller ej. For fiskeri er det de faktisk påvirkede arealer i form af hele gridceller med forekomst af fiskeri, der er anvendt. Metoden er baseret på den antagelse, at alle aktiviteter uafhængig af deres styrke eller tidspunktet har en direkte negativ effekt på udbredelsen af ålegræs. Alle inputdata blev konverteret til 100 x 100 m (1 ha) opløsning med funktionen "polygon to raster" i ArcGIS. For punkterne er det kun præcis den gridcelle, som punktet ligger i. Arealerne i tabellen er beregnet i ArcGIS.

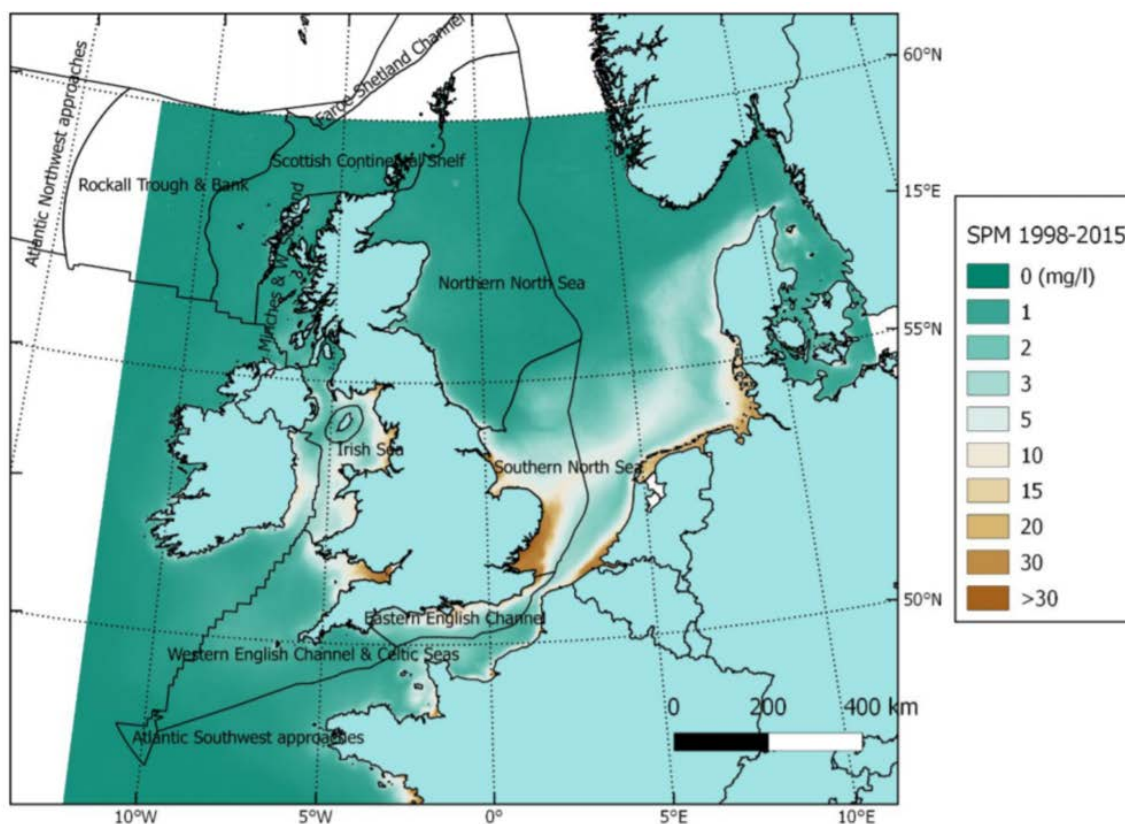
Til vurdering af de indirekte påvirkninger blev der for hvert vandområde beregnet den gennemsnitlige koncentration af suspenderet sediment stammende fra summen af presfaktorerne. Den gennemsnitlige koncentration for hvert vandområde blev sammenlignet med kendte eller skønnede baggrundskoncentrationer af suspenderet sediment. Baggrundskoncentrationer blev beregnet i COHERENS modelsystemet. Disse beregninger er dog usikre, fordi de ikke inddrager den faktuelle kornstørrelse ved bunden men er baseret på et skøn ud fra GEUS havbundssedimentkort og ikke tager højde for den aktuelle baggrundskoncentration samt indholdet af alger i vandsøjlen. For at få det mest sikre skøn på baggrundskoncentrationsniveauerne anvendes i stedet værdier fra andre studier i danske farvande (tabel 6 og figur 8). Som sammenligningsgrundlag anvendtes de laveste rapporterede gennemsnitlige baggrundskoncentrationer. For vandområder, der ikke fremgår af tabel 6, anvendtes en anslået gennemsnitlig baggrundskoncentration af suspenderet sediment på 2 mg l<sup>-1</sup>. Alle gennemsnitskoncentrationer blev omregnet

til en arealspecifik koncentration ( $\text{mg m}^{-2}$ ) ud fra gennemsnitsdybden af hvert vandområde for at sikre et sammenligningsgrundlag, der kan relateres direkte til lysforholdene ved bunden.

**Tabel 6. Baggrundskoncentrationer af suspenderet sediment i udvalgte danske vandområde fra litteraturen.**

Lokalitet	Baggrundskoncentration	Reference
Øresund (inkl. Køge Bugt)	< 10 (normalt 1-2 $\text{mg l}^{-1}$ )	Edelvang (1999)
Vadehavet	Over vader: 20-50 $\text{mg l}^{-1}$ I løb: 10-20 $\text{mg l}^{-1}$	Edelvang (1997)
Vestkysten	5-10 $\text{mg l}^{-1}$	CEFAS Report (2016)
Ringkøbing Fjord	36 $\text{mg l}^{-1}$	Kogsgaard Miljø (2014)
Limfjorden	2-10 $\text{mg l}^{-1}$	Hansen (2019)
Århus Bugt	Anslået 5-10 $\text{mg l}^{-1}$	Valeur og Pejrup (1992)
Ålborg Bugt	Anslået 5-10 $\text{mg l}^{-1}$	CEFAS Report (2016)
Odense Fjord	7-10 $\text{mg l}^{-1}$ laboratorietest	Canal-Vergés et al. (2010)

**Figur 8. Gennemsnitlige koncentrationer af suspenderet materiale for perioden 1998-2015 (CEFAS-report 2016).**



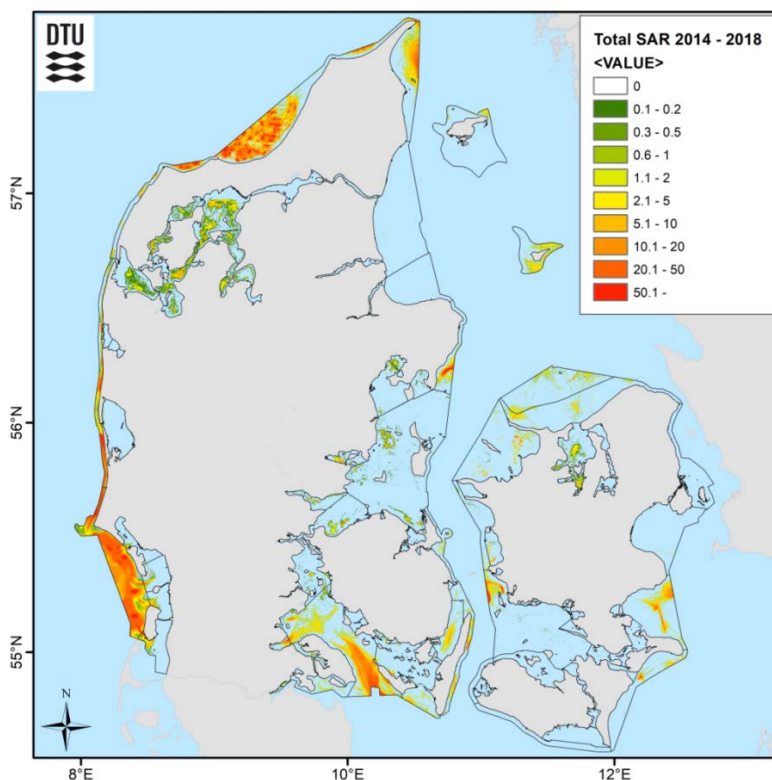
## 3. Resultater

### 3.1 Direkte effekter

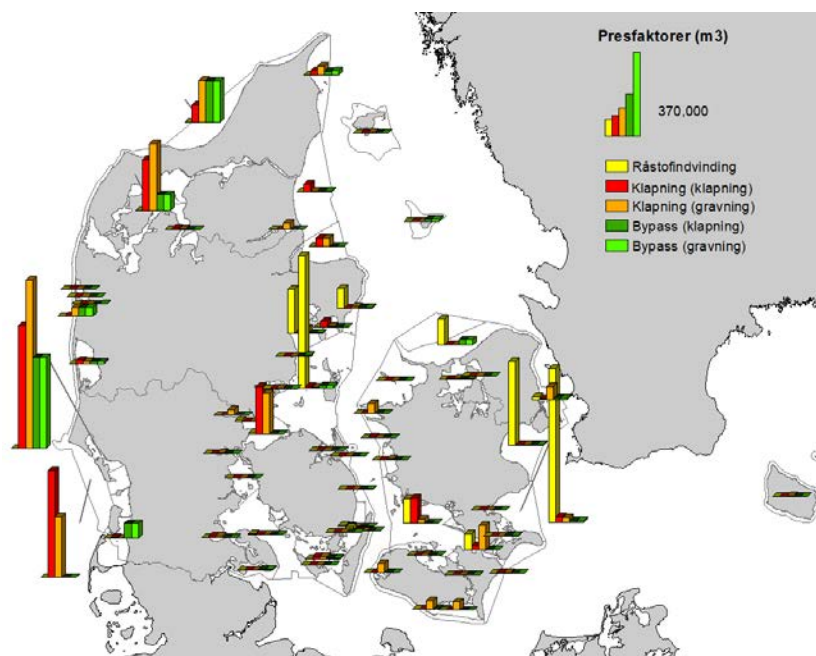
Kortlægningen af fiskeriets udbredelse og beregningen af intensitet (SAR) blev i denne undersøgelse baseret dels på vandområdeskala og dels på kvadrater af en størrelse på 100 x 100 m (Figur 9). Vores analyse af data fra 2014-2018 viser, at både udbredelse og intensitet af periodens fiskeri var størst i vandområderne langs den jyske vestkyst, omkring Skagen og i det sydlige Lillebælt. Dog er der også lokalt i Limfjorden og de indre farvande mindre områder med høje intensiteter (figur 9). Vurderet på vandområdeniveau er der tre områder, der skiller sig ud med over halvdelen af deres samlede areal påvirket af fiskeri i løbet af femårs-perioden: Vesterhavet, syd (93%); Skagerrak (60%); Vesterhavet, nord (59%). De samme tre vandområder har også de højeste årlige fiskeriintensiteter på hhv. 4,0, 2,7 og 1,4 beregnet som den totale arealpåvirkning fra alle fisketure i vandområdet ("total area swept") divideret med arealet af vandområdet. For otte vandområder var den procentvise arealpåvirkning for femårs-perioden mellem 20 og 44%: Lillebælt syd, Nordlige Kattegat (Ålbæk Bugt), Anholt, Åbenrå Fjord, Djursland øst, Storbælt sydvest, Langelandsund og Fakse Bugt. I disse områder lå de årlige fiskeriintensiteter mellem 0,3 og 0,9. For stort set alle de øvrige vandområder har mindre end 10% af arealet været påvirket af fiskeri fra 2014-2018 og de årlige intensiteter har været under 0,3. Når fiskeriintensiteten beregnes for mindre havbundsområder i form af kvadrater på 100 x 100 m er der flere vandområder, der lokalt har meget høje intensitetsværdier med havbundsområder der har været påvirket af fiskeredskaber mere end 4 gange årligt i den analyserede periode (figur 9).

Arealer, der er udlagt til råstofindvinding, varierer i størrelse fra 6-4.681 ha eller mellem 0,2-8,4% af arealet af de vandområder, hvor indvindingen foregår. Som regel er områderne udlagt til råstofindvinding væsentligt større end de arealer, der rent faktisk påvirkes af aktiviteterne. Således er det vist for perioden 1997-2001, at kun 3% af det udlagte areal rent faktisk blev udnyttet (Petersen et al. 2018). I det omfang dette forhold er repræsentativt for de udlagte områder i denne undersøgelse, vil råstofindvindingen i ingen af områderne overstige 1% af et vandområdes areal. De indvundne mængder råstoffer er vist i figur 10.

For gravning og losning i forbindelse med klappning og bypass udgør de samlede udpegede arealer for alle aktiviteterne i vandområderne mellem 1-2.420 ha svarende til mellem 0,1-2,9% af arealet af de vandområder, hvor aktiviteterne er foregået. Det kan som for råstofindvinding antages, at de arealer, der rent faktisk bliver påvirket af aktiviteterne er mindre end de arealer, der er blevet givet tilladelse til. De lossede mængder fremgår af figur 10.



Figur 9. Fiskeriintensiteten i vandområderne estimeret som 'swept area ratios' (SARs) for alle 5 år. SAR beregnes som den samlede redskabspåvirkning i hvert kvadrat (det kumulerede fodaftryk målt i m<sup>2</sup>) divideret med kvadratets areal (100 m x 100 m = 10.000 m<sup>2</sup>). SAR-værdierne i kortet er derfor et udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte kvadrater er blevet direkte påvirket af fiskeri i perioden fra 2014-2018.



Figur 10. Volumener af materiale indvundet, udgravet eller losset af de lokaliserede presfaktorer råstofindvinding, losning (ifm. klappning og bypass) og gravning (ifm. klappning og bypass) i hvert af de 58 vandområder, hvor der forekommer min. 1 af de lokaliserede presfaktorer.

Ved at sammenligne den direkte arealpåvirkning af de lokaliserede presfaktorer (antallet af gridceller med aktivitet fra presfaktoren) fremgår det entydigt, at fiskeri har langt den største arealpåvirkning blandt de lokaliserede effekter (tabel 7).

**Tabel 7. Samlet påvirket areal (antal berørte gridceller) for hvert vandområde af fiskeri (f), klappning og bypass og udgravning (kbu, ha) og råstofindvinding (r, ha).**

Vandområde		Areal (antal gridceller)		
ID	Navn	f	kbu	r
1	Roskilde Fjord, ydre	15	3	0
6	Nordlige Øresund	0	110	232
24	Isefjord, ydre	4403	14	0
26	Musholm Bugt, indre	1153	1	19
28	Sejerøbugt	5156	59	0
34	Smålandsfarvandet, syd	0	15	0
38	Guldborgsund	0	4	0
44	Hjelm Bugt	3435	38	126
45	Grønsund	38	51	185
46	Fakse Bugt	12293	100	4681
47	Præstø Fjord	0	1	0
48	Stege Bugt	0	36	0
56	Bornholm	1218	1	6
57	Christians Ø	8	0	0
61	Dalby Bugt	22	0	0
64	Skårupøre Sund	0	1	0
72	Kløven	0	1	0
80	Gamborg Fjord	20	0	0
86	Nyborg Fjord	0	2	0
90	Langelandssund	4817	1	101
92	Odense Fjord, ydre	0	2	0
95	Storebælt, SV	4652	47	231
96	Storebælt, NV	992	6	0
101	Genner Bugt	23	0	0
102	Åbenrå Fjord	1194	25	0
103	Als Fjord	665	0	0
104	Als Sund	86	0	0
105	Augustenborg Fjord	143	0	0
107	Juvre Dyb	1530	0	0
111	Lister Dyb	3150	29	0
113	Flensborg Fjord, indre	390	0	0
114	Flensborg Fjord, ydre	1425	4	0
119	Vesterhavet, syd	63316	1436	0
120	Knude Dyb	1793	0	0

Tabellen fortsætter på næste side ...

**Tabel 7, fortsat**

Vandområde		Areal (antal gridceller)		
ID	Navn	f	kbu	r
121	Grådyb	802	64	0
122	Vejle Fjord, ydre	1129	13	20
123	Vejle Fjord, indre	102	3	0
124	Kolding Fjord, indre	0	1	0
125	Kolding Fjord, ydre	12	0	0
127	Horsens Fjord, ydre	126	3	0
128	Horsens Fjord, indre	1061	0	0
129	Nissum Fjord, ydre	0	1	0
130	Nissum Fjord, mellem	0	0	1
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	0	1	0
132	Ringkøbing Fjord	0	175	0
133	Vesterhavet nord	14252	284	0
138	Hevring Bugt	78	60	0
139	Anholt	8096	61	0
140	Djursland Øst	5594	94	305
141	Ebeltoft Vig	570	60	0
145	Kalø Vig, indre	1016	0	0
146	Nordsminde Fjord	0	1	0
147	Århus Bugt, Kalø m.fl.	1168	2	1355
154	Kattegat, Læsø	1670	19	0
156	Nissum Bredning m.fl.	37914	480	0
157	Bjørnholms Bugt m.fl.	6948	30	0
160	Mariager Fjord, ydre	0	1	0
165	Isefjord, indre	2156	0	0
200	Kattegat, Nordsjælland	6286	96	1009
201	Køge Bugt	156	49	3782
204	Jammerland Bugt	966	30	213
206	Smålandsfarvandet	6886	165	402
207	Nakskov Fjord	0	4	0
208	Femerbælt	0	2	0
209	Rødsand	0	2	0
212	Faaborg Fjord	67	0	0
213	Torø Vig og Torø Nor	18	0	0
214	Det sydfynske Øhav	4713	69	0
216	Lillebælt, syd	47465	58	436
217	Lillebælt, Bredningen	1878	3	0
219	Århus Bugt syd m.fl.	8068	337	5070
221	Skagerrak	61539	2420	0

Tabellen fortsætter på næste side ...

**Tabel 7, fortsat**

Vandområde		Areal (antal gridceller)		
ID	Navn	f	kbu	r
222	Aalborg Bugt	94	793	0
224	Nordlige Lillebælt	3019	127	162
225	Ålbæk Bugt m.fl.	18130	1272	0

I langt de fleste vandområder, hvor vi har undersøgt effekten af stedspecifikke presfaktorer og hvor hovedudbredelsen af ålegræs er kendt, er sammenfaldet i arealer mellem de kumulerede presfaktorer og hovedudbredelsen af ålegræs <3% og derfor af marginal betydning for tilstandsvurderingen som dybden for hovedudbredelsen. Det kan ikke udelukkes at presfaktorerne har påvirket udbredelsen af ålegræsset på større dybder, men for at det skulle være tilfældet ville det kræve, at NOVANA-transekterne, som bruges til bestemmelse af hovedudbredelse, var påvirket af de stedspecifikke presfaktorer. Som udgangspunkt er stedspecifikke presfaktorer ikke tilladt omkring NOVANA-transekterne og ved Miljøstyrelsens sagsbehandling af klaptilladelser, råstofindvinding mm tages der højde for placeringen af vegetationstransekter. I en efterfølgende analyse af sammenfald mellem vegetationstransekter og fiskeriaktivitet blev det vist, at af ca. 680 transekter var der påvirkning fra fiskeri på 3-5 transekter indenfor den del af transektet, hvor der bestemmes hovedudbredelse. På 13 transekter er der konstateret fiskeriaktivitet på den del af transektet, hvor der bestemmes maksimal udbredelse (DTU Aqua notat 2020). Det maksimale sammenfald i arealer er på 16% og i to vandområder er der et sammenfald >10% og i otte vandområder er der et sammenfald på 3-10% (tabel 8). Generelt var sammenfaldet i arealer mellem kumulerede presfaktorer og ålegræs ud til god-mod grænsen betydeligt større end for hovedudbredelsen og for det modellerede ålegræsareal. Det maksimale sammenfald i arealer fra kysten til grænsen mellem god og moderat tilstand er 34,6% (Flensborg Fjord). Samlet er der 10 vandområder, hvor sammenfaldet i kumulerede arealer påvirket af stedspecifikke presfaktorer og god-mod grænsen er på >10%, og 17 områder, hvor sammenfaldet er 3-10%. Det betyder, at fiskeriet potentielt forhindrer ålegræsset i at opnå god økologisk tilstand i disse områder. I forhold til god-mod grænsen er sammenfaldet med den modellerede ålegræsudbredelse generelt set lidt lavere, hvor 13 områder er påvirket mellem 3-10% og 9 områder er påvirket med >10% med en maksimal påvirkning på 34% (tabel 9). Af de stedspecifikke presfaktorer har fiskeri det største sammenfald med arealerne for potentiel ålegræsforekomst uanset om vurderingen er baseret på hovedudbredelsen, god-mod grænsen eller habitatmodellen.



**Tabel 8: Sammenfald i areal af de stedspecifikke faktorer (vurderet samlet (alle) samt separat for de enkelte presfaktorer fiskeri (f), klappning, bypass og udgravning (kbu) samt råstofindvinding (r)) og det potentielle areal af ålegræsset henholdsvis fra kystlinjen til ålegræssets hovedudbredelse (Hovedudbredelse), fra hovedudbredelsen til grænsen mellem god og moderat tilstand (Difference) og fra kystlinjen ud til grænsen mellem god og moderat miljøtilstand (God-mod grænsen) fordelt på vandområder. For vandområder i god tilstand er hovedudbredelsen større end god-moderat zonen. For arealberegning se tekst og tabel 5 og 6. Vandområderne 107, 111, 119, 120, 121, 133 og 221 indgår ikke, da ålegræstilstandsvurdering ikke kan anvendes i disse vandområder. Værdier  $\leq 0,01$  er angivet som 0,01.**

Vandområde		Hovedudbredelse					Difference					God-mod grænsen				
ID	Navn	Alle		Andel			Alle		Andel			Alle		Andel		
		Areal	%	f	kbu	r	Areal	%	f	kbu	r	Areal	%	f	kbu	r
1	Roskilde Fjord, ydre	6	0,1	0,1	0,1	0	God tilstand					God tilstand				
6	Nordlige Øresund	95	0,9	-	0,9	0	238	2,6	0	0,1	2,5	333	1,7	0	0,5	1,1
24	Isefjord, ydre	337	4,3	4,1	0,1	0	God tilstand					God tilstand				
26	Musholm Bugt	7	0,7	0,6	0,1	0	1	0,2	0,2	0	0	8	0,5	0,5	0,1	0
28	Sejerøbugt	172	1,7	1,5	0,2	0	754	5,7	5,7	0,01	0	926	3,9	3,9	0,1	0
34	Smålandsfarvandet	4	0,02	0	0,02	0	0	0	0	0	0	4	0,02	0	0,02	0
38	Guldborgsund	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0
44	Hjelm Bugt	589	9,3	9,3	0,03	0	113	3,7	3,7	0	0	702	7,5	7,5	0,01	0
45	Grønsund	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	34	0,5	0,2		0,1
46	Fakse Bugt	34	0,3	0,1	0,2	0	195	3,4	1,7	0	2,7	229	1,3	0,6	0,0	0,9
48	Stege Bugt	36	0,01	0	0,01	0	God tilstand					God tilstand				
56	Bornholm	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	55	1,4	1,4	0	0
57	Christians Ø	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	0	0	0	0	0
61	Dalby Bugt	0	0	0	0	0	3	8,3	8,3	0	0	3	1,8	1,8	0	0
64	Skårupøre Sund	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	1	0,01	0	0,01	0
72	Kløven	1	0,01	0	0,01	0	God tilstand					God tilstand				
80	Gamborg Fjord	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
86	Nyborg Fjord	2	0,5	0	0,5	0	0	0	0	0	0	2	0,4	0	0,01	0
90	Langelandssund	115	2,3	2,3	0,02	0	164	6,2	4,9	0	1,4	279	3,7	3,2	0	0,5
92	Odense Fjord, ydre	2	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	2	0,01	0	0,01	0
95	Storebælt, SV	790	16,3	16,3	0,02	0,04	355	24,5	24,1	0,5	2,1	1145	18,2	18,1	0,1	0,5
96	Storebælt, NV	10	0,4	0,3	0,1	0	138	4,6	4,6	0	0	148	2,7	2,6	0,1	0
101	Genner Bugt	0	0	0	0	0	10	12,5	12,5	0	0	10	5,7	5,7	0	0
102	Åbenrå Fjord	28	5,8	5,8	0	0	110	33,6	31,8	4,9	0	138	17,0	16,3	2,0	0
103	Als Fjord	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	208	19,8	19,8	0	0
104	Als Sund	11	5,3	5,3	0	0	16	26,2	26,2	0	0	27	10,1	10,1	0,01	0
105	Augustenborg Fjord	1	0,3	0,3	0	0	17	3,5	3,5	0	0	18	2,3	2,3	0	0
113	Flensborg Fjord, indre	11	6,9	6,9	0	0	123	54,2	54,2	0	0	134	34,6	34,6	0	0
114	Flensborg Fjord, ydre	56	1,8	1,7	0,1	0	62	2,8	2,8	0,05	0	118	2,2	2,1	0,1	0
122	Vejle Fjord, ydre	1	0,2	0,2	0	0	179	11,5	11,5	0	0	180	8,4	8,4	0	0

Tabellen fortsætter på næste side ...

Tabel 8, fortsat

Vandområde		Hovedudbredelse					Difference					God-mod grænsen				
ID	Navn	Alle		Andel			Alle		Andel			Alle		Andel		
		Areal	%	f	kbu	r	Areal	%	f	kbu	r	Areal	%	f	kbu	r
123	Vejle Fjord, indre	1	0,3	0	0,3	0	39	6,7	6,4	0,3	0	40	4,3	4,0	0,3	0
124	Kolding Fjord, indre	0	0	0	0	0	1	0,01	0	0,01	0	1	0,01	0	0,01	0
125	Kolding Fjord, ydre	0	0	0	0	0	3	0,7	0,7	0	0	3	0,4	0,4	0	0
127	Horsens Fjord, ydre	4	0,2	0,1	0,1	0	114	9,4	9,3	0,1	0	118	3,9	3,8	0,1	0
128	Horsens Fjord, indre	9	0,5	0,5	0	0	1001	40,4	40,4	0	0	1010	22,9	22,9	0	0
129	Nissum Fjord, ydre	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
130	Nissum Fjord, mellem	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
131	Felsted Kog	0	0	0	0	0	1	0,01	0	0,01	0	1	0,01	0	0,01	0
132	Ringkøbing Fjord	21	0,2	0	0,2	0	45	0,8	0	0,8	0	66	0,4	0	0,4	0
138	Hevring Bugt	4	0,1	0,03	0,03	0	95	0,3	0,1	0,2	0	99	0,3	0,1	0,2	0
139	Anholt	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	4424	32,3	31,9	0,5	0
140	Djursland Øst	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	377	6,4	4,8	1,6	0,1
141	Ebeltoft Vig	34	1,5	1,5	0	0	46	8,5	8,1	0,4	0	80	2,9	2,8	0,1	0
145	Kalø Vig, indre	1	0,2	0,2	0	0	1	0,2	0,2	0	0	2	0,2	0,2	0	0
146	Norsminde Fjord	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	1	0,01	0	0,01	0
147	Århus Bugt m.fl.	26	0,7	0,7	0,03	0	190	11,6	11,1	0	0,8	216	4,1	4,0	0,02	0,3
154	Læsø	715	1,5	1,4	0,03	0	812	6,9	6,9	0,1	0	1527	2,5	2,5	0,03	0
156	Nissum Bredning	313	0,8	0,6	0,3	0	596	4,4	4,1	0,2	0	909	1,7	1,5	0,2	0
157	Bjørnholms Bugt	146	3,9	3,9	0,03	0	1156	36,1	36,1	0,1	0	1302	18,9	18,8	0,04	0
160	Mariager Fjord, ydre	0	0	0	0	0	1	0,01	0	0,01	0	1	0,01	0	0,01	0
165	Isefjord, indre	78	2,5	2,5	0	0	293	38,5	38,5	0	0	371	9,5	9,5	0	0
200	Kattegat, Nordsjælland	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	557	3,7	3,0	0,4	0,2
201	Køge Bugt	20	0,2	0	0,2	0	112	1,7	0,06	0	1,6	132	0,7	0,02	0,1	0,6
204	Jammerland Bugt	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	242	3,2	2,7	0	0,5
206	Smålandsfarvandet	1048	3,3	3,2	0,1	0	482	4,3	4,0	0	0,4	1530	3,5	3,4	0,1	0,1
207	Nakskov Fjord	3	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	3	0,01	0	0,01	0
208	Femerbælt	Ukendt tilstand					-	-	-	-	-	0	0	0	0	0
209	Rødsand	2	0,01	0	0,01	0	God tilstand			God tilstand						
212	Faaborg Fjord	3	0,5	0,5	0	0	1	5,3	5,3	0	0	4	0,6	0,6	0	0
213	Torø Vig og Torø Nor	0	0	0	0	0	6	24,0	24	0	0	6	3,6	3,6	0	0
214	Det sydfynske Øhav	220	0,8	0,7	0,1	0	150	4,4	4,4	0,1	0	370	1,2	1,1	0,1	0
216	Lillebælt, syd	258	7,4	7,3	0,03	0	1345	14,0	13,5	0,1	0,5	1603	12,2	11,9	0,1	0,3
217	Lillebælt, Bredning	41	0,8	0,8	0,1	0	648	9,8	9,8	0	0	689	6,0	6,0	0,03	0
219	Århus Bugt syd	75	0,4	0,4	0,1	0	3802	9,5	8,6	0,4	0,7	3877	6,8	6,1	0,3	0,5
222	Aalborg Bugt	9	0,1	0	0,1	0	184	0,3	0,1	0,2	0	193	0,3	0,1	0,2	0
224	Nordlige Lillebælt	3	0,1	0,1	0,03	0	669	12,7	12,6	0	0,3	672	7,4	7,3	0,01	0,2
225	Ålbæk Bugt	1067	15,0	8,4	6,6	0	2552	19,5	15,0	4,5	0	3619	17,9	12,7	5,3	0

**Tabel 9: Sammenfald i areal af de stedspecifikke faktorer fiskeri (f), klapping, bypass og udgravning (kbu) samt råstofindvinding (r) og arealet af ålegræssets modellerede udbredelse bestemt som areal x ålegræs tæthedsratio fordelt på vandområderne. For arealberegning se tekst og tabel 5 og 6. En del vandområder indgår ikke fordi der ikke er modelleret ålegræsudbredelse. Værdier  $\leq 0,01$  er angivet som 0,01.**

Vandområde		Model				
ID	Navn	Alle		Andel		
		Areal*tr	%	f	kub	r
1	Roskilde Fjord, ydre	1	0,1	0,1	0,1	0
6	Nordlige Øresund	37	1,2	0	0,8	0,4
24	Isefjord, ydre	215	5,7	5,5	0,2	0
26	Musholm Bugt	40	4,1	3,7	0,01	0,4
28	Sejerøbugt	0,3	2,0	1,9	0,04	0
34	Smålandsfarvandet	2	0,02	0	0,02	0
38	Guldborgsund	1	0	0	0	0
44	Hjelm Bugt	360	8,9	8,9	0,02	0
45	Grønsund	8	0,2	0,06	0,08	0,08
46	Fakse Bugt	248	4,4	3,6	0,1	2,9
47	Præstø Fjord	0,1	0	0	0	0
48	Stege Bugt	16	0,3	0	0,3	0
56	Bornholm	9	2,3	2,3	0	0
57	Christians Ø	0	0	0	0	0
61	Dalby Bugt	0,1	0,3	0,3	0	0
64	Skårupøre Sund	0,1	0	0	0,01	0
72	Kløven	0,3	0	0	0,01	0
80	Gamborg Fjord	0,9	0,3	0,3	0	0
86	Nyborg Fjord	0,3	0,2	0	0,2	0
90	Langelandssund	18	1,7	1,5	0,04	0,2
92	Odense Fjord, ydre	0,4	0	0	0,01	0
95	Storebælt, SV	127	11,6	11,5	0,1	0,2
96	Storebælt, NV	15	2,3	2,2	0,1	0
101	Genner Bugt	0,2	1,4	1,4	0	0
102	Åbenrå Fjord	18	8,2	8,2	0,2	0
103	Als Fjord	29	15,3	15,3	0	0
104	Als Sund	11	15,9	15,9	0	0
105	Augustenborg Fjord	6	1,9	1,9	0	0
113	Flensborg Fjord, indre	3	12,2	12,2	0	0
114	Flensborg Fjord, ydre	22	2,6	2,6	0,02	0
122	Vejle Fjord, ydre	9	2,0	2,0	0	0,00
123	Vejle Fjord, indre	0,1	0,1	0,1	0	0
125	Kolding Fjord, indre	0,03	0	0	0,01	0
125	Kolding Fjord, ydre	0	<1	<1	-	-

Tabellen fortsætter på næste side ...

Tabel 9. fortsat

Vandområde		Model				
ID	Navn	Alle		Andel		
		Areal*tr	%	f	kub	r
127	Horsens Fjord, ydre	28	2,7	2,7	0,1	0
128	Horsens Fjord, indre	186	20,1	20,1	0	0
138	Hevring Bugt	17	0,3	0,1	0,2	0
139	Anholt	442	34,3	34,3	0,4	0
140	Djursland Øst	49	7,3	5,1	2,0	0,2
141	Ebeltoft Vig	0,1	0,3	0,3	0	0
145	Kalø Vig, indre	0,5	0,1	0,1	0	0
147	Århus Bugt m.fl.	37	3,3	3,1	0	0,3
154	Læsø	358	3,1	3,1	0,02	0
156	Nissum Bredning	159	2,6	2,4	0,1	0
157	Bjørnholms Bugt	3	1,5	1,5	0	0
160	Mariager Fjord, ydre	0	0	0	0	0
165	Isefjord, indre	238	21,3	21,3	0	0
200	Kattegat, Nordsjælland	117	3,6	2,5	0,8	0,3
201	Køge Bugt	143	2,2	0,02	0,05	2,1
204	Jammerland Bugt	6	6,9	6,6	0	0,3
206	Smålandsfarvandet	377	4,0	3,9	0,04	0,1
207	Nakskov Fjord	1	0	0	0,01	0
208	Femerbælt	0	0	0	0	0
209	Rødsand	1	0	0	0	0
212	Faaborg Fjord	3	1,3	1,3	0	0
213	Torø Vig og Torø Nor	8	7,0	7,0	0	0
214	Det sydfynske Øhav	145	1,1	1,0	0,1	0
216	Lillebælt, syd	476	14,6	14,5	0	0,2
217	Lillebælt, Bredning	281	7,6	7,6	0,03	0
219	Århus Bugt syd	46	2,6	2,2	0,01	0,5
222	Aalborg Bugt	33	0,2	0,1	0,1	0
224	Nordlige Lillebælt	10	1,1	1,1	0,01	0,01
225	Ålbæk Bugt	566	17,8	12,8	5,0	0

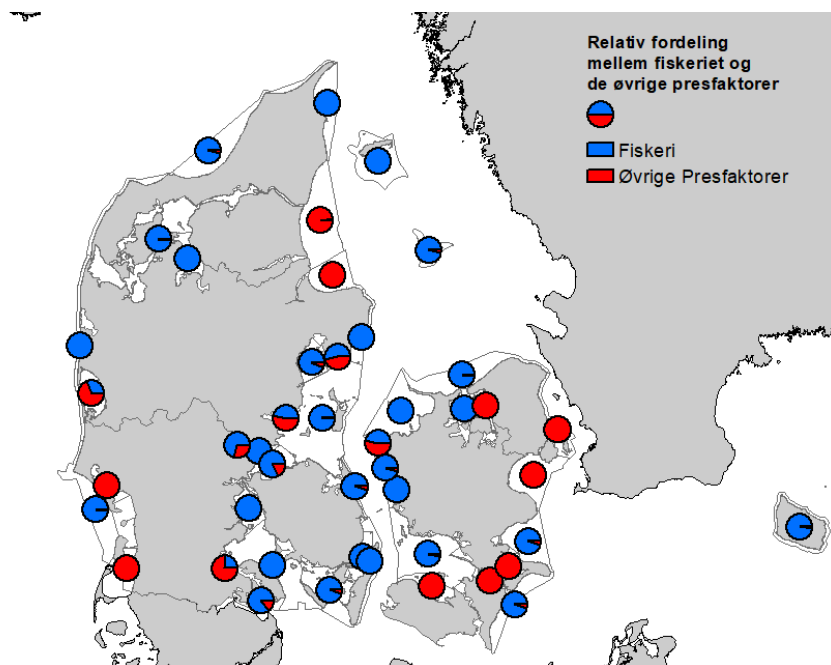
### 3.2 Indirekte effekter

Modellen, som er brugt til at beregne suspension af sediment ved fiskeri, er valideret af målte sedimentspredninger i henholdsvis Lovns Bredning og Løgstør Bredning ved fiskeri med muslingeskabere. Modellen viste, at den sedimentfane, som dannes ved muslingefiskeri, generelt har en længde på 100-360 m og kun ved strømhastigheder på 15 cm sek<sup>-1</sup> eller mere vil nå op til 400 m eller mere. Sedimentfanens varighed var på ca. 1 time og det var kun de mindste og letteste sedimentfraktioner (<0,063 og 0,063-0,125 mm), som forblev i vandsøjlen i en længere

periode. De øvrige partikelfraktioner sank til bunden i de første minutter efter, de var blevet suspenderet i vandfasen i kraft af skraberens påvirkning af bunden (Saurel et al. In press).

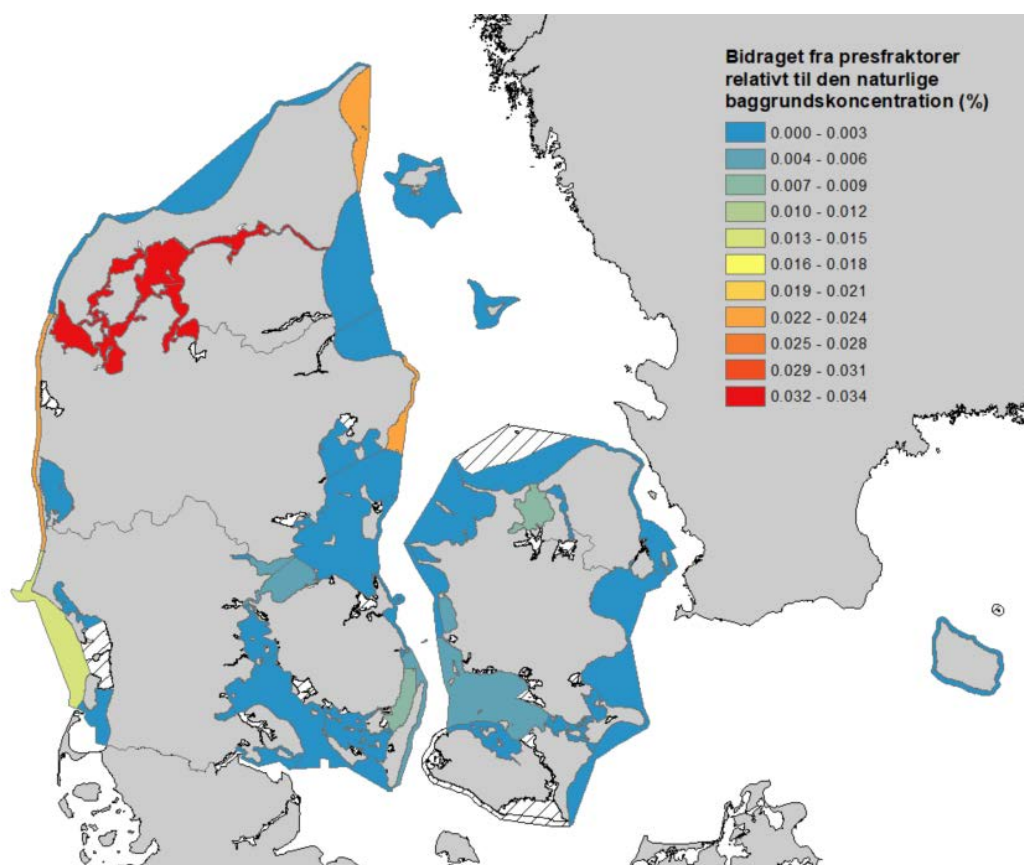
Kortlægning viser, at resuspensionen fra fiskeri i perioden 2014-2018 er størst i vandområderne langs den jyske vestkyst og primært i Jammerbugt. Dog bør det bemærkes, at fordi snurrevod er den primære fiskerimetode i Jammerbugt (som det eneste vandområde) er resuspensionsværdierne fra dette område – og især geolokaliseringen af disse – behæftet med nogen usikkerhed. Dette skyldes, at koblingen mellem fartøjsposition (fra monitoringsdata) og redskabets position er langt mindre direkte for snurrevodsfiskeri end for fiskeri med trawl og muslingeskrabere (Noack et al. 2019)

Modelberegningerne, der er anvendt til beregning af koncentrationen af suspenderet sediment fra gravning, klapping og råstofindvinding er ikke kalibreret men alene baseret på erfaringsværdier. Hvert beregningspunkt er 2 x 2 sømil, og beregningerne for de seks måneder fra april til september er gemt med 1 times interval. Beregnede gennemsnitlige koncentrationer af suspenderet sediment for hvert beregningspunkt i 3D modellen varierer lokalt mellem 0-214 mg m<sup>-2</sup> i de vandområder der ligger i de åbne danske farvande. For de 11 fjordområder, hvor der er anvendt en 1D model, og dermed kun ét beregningspunkt repræsenterende hvert fjordområde, varierer gennemsnitkoncentrationerne for suspenderet sediment mellem 0,5-314 mg m<sup>-2</sup>, højest i Limfjorden. For hvert vandområde i de åbne farvande hvor der er anvendt en 3D model er den gennemsnitlige koncentration for hvert vandområde beregnet ved at tage et gennemsnit af alle de beregningspunkter der ligger inden for det enkelte vandområdes afgrænsning, dvs. et gennemsnit af koncentrationen af suspenderet sediment indenfor vandområdets areal og for den 6 måneders periode. Den gennemsnitlige koncentration varierer her mellem 0-1,04 mg m<sup>-2</sup>.



**Figur 11. Kortet viser den relative fordeling mellem fiskeriet (med blåt) og de øvrige presfaktorer (klapping, gravning og råstofindvinding angivet med rødt) til de indirekte påvirkninger i form af suspenderet sediment i vandområder med 2 eller flere presfaktorer tilstede.**

Gennemsnittet af beregnede sedimentkoncentrationer af suspenderet sediment fra presfaktorerne for hele vandområdet i vandområder med 2 eller flere presfaktorer og integreret over vandsøjlen (i  $\text{mg m}^{-2}$ ), varierer mellem ca. 0,0012 og 15,6  $\text{mg m}^{-2}$  (tabel 10), med de højeste værdier for vandområderne Djursland Øst (140), Ålbæk bugt (225) og Vesterhav Nord (133), hvor bidraget primært stammer fra fiskeri. Fordelt mellem forskellige presfaktorer varierer det relative bidrag til resuspensionen mellem vandområderne, men dog generelt med fiskeriet som den mest betydende presfaktor (figur 11). Til sammenligning er den anslåede gennemsnitlige baggrundskoncentration af suspenderet sediment for hvert vandområde på mellem 3,19  $\text{mg m}^{-2}$  og 68.400  $\text{mg m}^{-2}$ . Dvs. at bidraget fra presfaktorerne til koncentrationen af suspenderet sediment i vandsøjlen som minimum er flere størrelsesordener mindre end baggrundskoncentrationen. I figur 12 ses den andel bidraget fra presfaktorerne udgør af baggrundskoncentration af suspenderet sediment. Bidraget er størst i Limfjorden (vandområde 156) med et bidrag på 0,034% af den anslåede baggrundskoncentration som for gennemsnit for hele vandområdet. I tabel 10 er der desuden angivet en "worst case", hvor bidraget fra presfaktorerne relativt til baggrundskoncentrationen er angivet i procent under antagelse af, at bidraget af presfaktorerne er tilført alene det areal, hvor der er fundet overlap mellem presfaktorerne og ålegræsområderne. Det tilsvarende bidrag for Limfjorden (vandområde 156) er så 1,1%, mens Bjørnsholm Bugt (vandområde 157) har den højeste påvirkning på 3,3%. Det skal bemærkes "worst case" er et meget konservativt estimat.



**Figur 12.** Bidraget fra summen af presfaktorer til gennemsnitskoncentrationen af suspenderet sediment i vandsøjlen relativt til baggrundskoncentrationen (i %) for hvert vandområde med 2 eller flere presfaktorer.

**Tabel 10: Beregnede gennemsnitlige koncentrationer af suspenderet sediment fra henholdsvis fiskeri og øvrige presfaktorer fra vandområder med to eller flere presfaktorer sammenlignet med kendte og/eller anslåede baggrundskoncentrationer af suspenderet sediment. Forholdet mellem bidraget fra presfaktorerne og baggrundskoncentrationen er angivet i procent både som gennemsnit for hele vandområdet, og som en "worst case", hvor summen af bidraget fra presfaktorerne, er antaget at være tilført alene det areal, hvor der er fundet overlap mellem presfaktorerne og ålegræsområderne.**

ID	Vandområde	Antal presfaktorer	Fiskeri	Øvrige presfaktorer	Sum af presfaktorer	Baggrundskonc. pr. Vol.	Baggrundskonc. pr. areal	Presfaktorer/Baggrund (Gennemsnit for vandområde)	Presfaktorer/Baggrund (worst case)	Middel-dybde
			mg m <sup>-2</sup>	mg m <sup>-2</sup>	mg m <sup>-2</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg/m <sup>2</sup>	%	%	m
1	Roskilde Fjord, ydre	2	0,0000	0,0016	0,0016	2	5600	0,00003	0.003	2,8
6	Nordlige Øresund	3	0,0000	0,0054	0,0054	1	7368	0,00007	0.007	7,4
24	Isefjord, ydre	3	0,9671	0,0017	0,9689	2	13381	0,00724	0.121	6,7
26	Musholm Bugt, indre	3	0,6028	0,0009	0,6037	2	15820	0,00382	0.095	7,9
28	Sejerøbugt	3	0,7541	0,0003	0,7544	2	25031	0,00301	0.151	12,5
29	Kalundborg fjord	2	0,0031	0,0036	0,0067	2	20500	0,00003		10,3
34	Smålandsfarvandet	2	0,0000	0,0012	0,0012	2	7517	0,00002	0.002	3,8
44	Hjelm Bugt	3	0,2043	0,0104	0,2147	2	20194	0,00106	0.012	10,1
45	Grønsund	3	0,0000	0,0611	0,0611	2	10237	0,00060	0.060	5,1
46	Fakse Bugt	4	0,4782	0,0255	0,5037	2	20950	0,00240	0.060	10,5
48	Stege Bugt	2	0,0000	0,0025	0,0025	2	3690	0,00007	0.007	1,8
56	Bornholm	2	0,0492	0,0013	0,0506	2	20000	0,00025	0.013	10,0
86	Nyborg Fjord	2	0,0000	-	-	2	8400	0,00000		4,2
90	Langelandssund	3	1,4512	0,0016	1,4528	2	18133	0,00801	0.401	9,1
95	Storebælt, SV	4	0,9125	0,0039	0,9164	2	20033	0,00457	0.038	10,0
96	Storebælt, NV	3	0,0246	0,0014	0,0260	2	17458	0,00015	0.007	8,7
102	Åbenrå Fjord	3	0,0119	0,0367	0,0486	2	31754	0,00015	0.002	15,9
111	Lister Dyb	3	0,0000	0,0462	0,0462	20	52319	0,00009		2,6
114	Flensborg Fjord ydre	3	0,0064	0,0010	0,0074	2	25085	0,00003	0.001	12,5
119	Vesterhavet syd	3	3,9108	0,0742	3,9850	5	31019	0,01285		6,2
121	Grådyb	3	0,0000	1,0381	1,0381	20	36471	0,00285		1,8
122	Vejle Fjord, ydre	3	0,6447	0,0015	0,6462	2	17542	0,00368	0.184	8,8
123	Vejle Fjord, indre	2	0,0449	0,0184	0,0633	2	3188	0,00198	0.198	1,6
127	Horsens Fjord, ydre	2	0,0012	0,0014	0,0026	2	8824	0,00003	0.001	4,4

Tabellen fortsætter på næste side ...

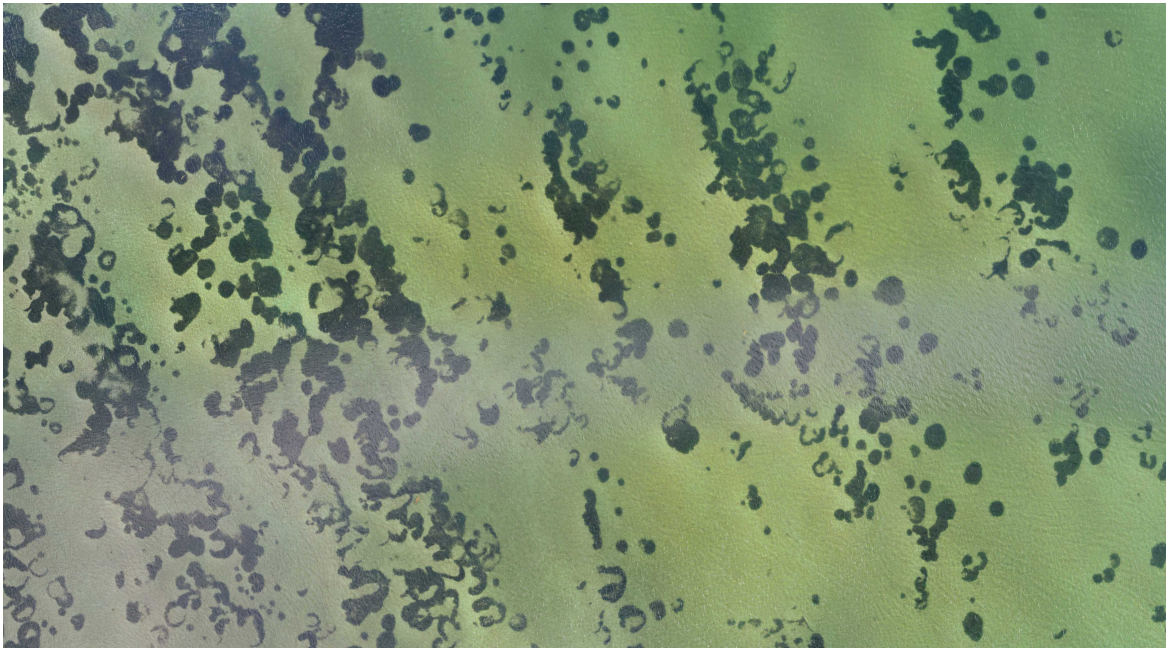
Tabel 10, fortsat

ID	Vandområde	Antal presfaktorer	Fiskeri	Øvrige presfaktorer	Sum af presfaktorer	Baggrundskonc. pr. Vol.	Baggrundskonc. pr. areal	Prefaktorer/Baggrund (Gennemsnit for vandområde)	Prefaktorer/Baggrund (worst case)	Middel-dybde
			mg m <sup>-2</sup>	mg m <sup>-2</sup>	mg m <sup>-2</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg/m <sup>2</sup>	%	%	m
132	Ringkøbing Fjord	3	0,0040	0,0087	0,0128	36	68400	0,00002	0.000	1,9
133	Vesterhavet nord	3	10,494	0,0105	10,505	5	47590	0,02207		9,5
138	Hevring Bugt	2	0,0000	0,0152	0,0152	5	38661	0,00004	0.004	7,7
139	Anholt	3	0,2678	0,0087	0,2765	5	40510	0,00068	0.002	8,1
140	Djursland Øst	4	15,624	0,0088	15,633	5	67752	0,02307	0.330	13,6
141	Ebeltoft Vig	3	0,1646	0,1428	0,3075	5	44056	0,00070	0.070	8,8
147	Århus Bugt m.fl.	4	0,4719	0,0309	0,5028	5	60622	0,00083	0.028	12,1
154	Kattegat, Læsø	3	0,0384	0,0000	0,0385	5	19780	0,00019	0.006	4,0
156	Nissum Bredning	3	3,2583	0,0422	3,3005	2	9800	0,03368	1.123	4,9
157	Bjørnholms Bugt	3	3,2542	0,0041	3,2583	2	9800	0,03325	3.325	4,9
200	Kattegat	4	0,1667	0,0034	0,1702	2	28081	0,00061	0.015	14,0
201	Køge Bugt	3	0,0000	0,0170	0,0170	1	9458	0,00018	0.009	9,5
204	Jammerland Bugt	3	0,1649	0,0067	0,1716	2	20967	0,00082	0.012	10,5
206	Smålandsfarvandet	4	0,6316	0,0186	0,6502	2	19560	0,00332	0.083	9,8
214	Det sydfynske Øhav	3	0,2988	0,0159	0,3148	2	18309	0,00172	0.172	9,2
216	Lillebælt, syd	4	1,0788	0,0011	1,0799	2	42291	0,00255	0.017	21,1
217	Lillebælt, Bredningen	3	0,2924	0,0001	0,2925	2	17798	0,00164	0.021	8,9
219	Århus Bugt syd m.fl.	4	0,5171	0,0072	0,5243	2	27277	0,00192	0.064	13,6
221	Skagerrak	4	0,3632	0,0136	0,3768	5	53567	0,00070		10,7
222	Aalborg Bugt	3	0,0002	0,0067	0,0068	5	36788	0,00002	0.002	7,4
224	Nordlige Lillebælt	4	0,8104	0,1803	0,9907	2	23997	0,00413	0.413	12,0
225	Ålbæk Bugt m.fl.	3	11,595	0,0220	11,617	5	53070	0,02189	0.122	10,6

Den gennemsnitlige lyssvækkelseskoefficient (kd) månedsværdi for alle vandområder er 0,47 m<sup>-1</sup> fra april til oktober (NOVANA data 2008-2017). Hvis man ganger den gennemsnitlige lyssvækkelseskoefficient på 0,22 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup> for sedimentpartikler (Olesen 1996) med den maksimale sedimentkoncentration på 15,63 mg m<sup>-2</sup> i Djursland øst (tabel 10) og dividerer med en 5 m vanddybde, får man en kd ændring på 0,0007 m<sup>-1</sup> på vandområdeniveau. Dette svarer til en forringelse af Secchidybden på 0,0053 m (0,15%) ved brug af relationen: Secchidybde = 1,7/kd (Krause-Jensen et al. 2011). Hvis man i stedet anvender den maksimale lyssvækkelseskoeffici-



ent på  $0,47 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  (Olesen 1996) giver det tilsvarende en ændring på  $0,0113 \text{ m}$  (0,31%) af Secchidybden. Dette kan igen omregnes til en dybdegrænse for ålegræs ved hjælp af relationen:  $\text{Dybdegrænse} = 0,741 \times \text{Secchidybde}$  (Krause-Jensen et al. 2011), som betyder, at resuspension maksimalt kan give en ændring på  $0,008 \text{ m}$  for ålegræssets dybdeudbredelse. I worst case scenariet i tabel 10 vil Bjørnsholm bugt få den største negative ændring i ålegræssets dybdeudbredelse på  $0,11 \text{ m}$  (middel  $\alpha$ ) eller  $0,22 \text{ m}$  (maks  $\alpha$ ), men dette gælder kun for 1% af vandområdet med direkte overlap mellem resuspension og modelleret ålegræsudbredelse.



**Dronefoto af ålegræsenge i Nissum Bredning. Fotograf: Aris Thomasberger.**

## 4. Sammenfatning og diskussion

### 4.1 Direkte effekter

I mere end 60% af vandområderne er der aktiviteter fra stedspecifikke presfaktorer. Vi har i analysen undersøgt påvirkningen indenfor to dybdezoner: 1) Hovedudbredelsen som repræsenterer den aktuelle tilstand og 2) området til grænsen mellem god og moderat tilstand, som er målsætning i Vandrammedirektivet. God moderat grænsen svarer til 74% af dybden for referencetilstanden (Anon 2016). For de 5 vandområder som vurderes at være i god tilstand, blev det ikke undersøgt, hvorvidt der forekommer antropogent pres dybere end hovedudbredelsen. Analyserne viser, at de stedspecifikke presfaktorer potentielt kan påvirke ålegræssets udbredelse på vandområdeniveau i 10 områder i relation til hovedudbredelsen og i 27 områder i forhold til god-mod grænsen. Analysen har ikke anvendt den maksimale udbredelsesdybde, hvilket betyder, at der kan være ålegræs udover hovedudbredelsen, som potentielt også kan have været påvirket af stedspecifikke presfaktorer. De henholdsvis 10 og 27 områder er under forudsætning af, at ålegræssets udbredelse i et vandområde er potentielt påvirket, når >3% af udbredelsen (Petersen et al. 2019) er potentielt påvirket. Ved potentiel påvirkning på <3% forventes ingen effekt på vandområdeniveau. Endvidere er der områder, hvor ålegræs ikke kan anvendes som kvalitets-element og der derfor ikke er data til bestemmelse af hverken hovedudbredelse eller god-mod grænsen, fx i Vadehavet. Der er i denne analyse udelukkende anvendt dybdekurver for både hovedudbredelse og god-mod grænsen, og der er dermed ikke lavet en vurdering af, om der i hele det forventede udbredelsesområde rent faktisk er ålegræs, og om der selv under fravær af antropogent pres ville være ålegræs. Nogle dele af de forskellige vandområder er som følge af bundforhold – fx stenbund – eller eksponeringsgrad under alle omstændigheder uegnede som levested for ålegræs og dermed er hele det potentielle sammenfald mellem tilstedeværelse af stedspecifikke presfaktorer og ålegræsudbredelse ikke reelt.

En mere detaljeret tilgang til ålegræssets udbredelse er forsøgt med brug af ålegræsmodellen (Stæhr et al. 2019). Vores analyse viste, at med anvendelse af denne model er der potentielle overlap mellem stedspecifikke presfaktorer og ålegræssets potentielle udbredelse i 19 områder, dog med det forbehold, at modellen ikke dækker alle områder, som fx Vadehavet. Den anvendte model er udviklet på national skala og er endnu ikke på niveau med de modeller, der er produceret på lokal skala, fx for vandområder, hvor der foregår muslingefiskeri. De lokale modeller (fx Canal-Verges et al. 2016) har en bedre forklaringsevne for udbredelse end den nationale model udviklet af Stæhr et al. (2019), fordi de inkluderer flere parametre og har en finere rumlig opløsning, men er netop lokale og kan derfor ikke bruges på nationalt plan. Da de stedspecifikke presfaktorer i sagens natur er lokale, vil det således i en evt. opfølgende analyse på vandområdeniveau give mening at bruge lokale modeller - i det omfang de findes - til at bestemme det potentielle sammenfald mellem stedspecifikke presfaktorer og ålegræssets nuværende faktiske eller mulige udbredelse.

Dertil kommer, at påvirkningen er defineret i form af gridceller på 100 x 100 m (1 ha) uanset om der rent faktisk er påvirkning i hele gridcellen eller kun i en lille del. Således vil en enkelt passage med et bundpåvirkende redskab med en bredde på <10 m i en lille del af gridcellen være en presfaktor i hele gridcellens areal i denne analyse. En anden usikkerhedsfaktor ved brug af gridceller på 1 ha er, at selve formen af ålegræsbeløbet får en indflydelse på den andel (%), der i

analysen fremstår påvirket. Hvis ålegræszonen er meget smal, som fx i Flensborg Fjord, er der således en større sandsynlighed for fejlvurdering af påvirkningen, fordi chancen for at der er overlap med et areal med fx fiskeriaktivitet bliver uforholdsvis høj sammenlignet med reel påvirkning. Ud af de 16 vandområder med >10% påvirkning i god-mod zonen, er der 3, hvor antal påvirkede gridceller er <100 og i fx Flensborg Fjord er der kun 227 ålegræs gridceller i god-mod zonen. Dermed bliver risikoen for sammenfald uforholdsmæssig høj. Uanset om ålegræsset rent faktisk bliver påvirket af stedspecifikke presfaktorer i de berørte områder eller ej, så er den direkte påvirkning af de stedspecifikke presfaktorer på hovedudbredelsen i en sammenligning med eutrofiering ikke et nationalt problem, men primært et lokalt problem i specifikke vandområder, fordi eutrofiering påvirker ålegræs i >95% af vandområderne i stort set hele deres udbredelse, mens stedspecifikke faktorer påvirker ålegræsset i <25% vandområderne og kun i dele heraf. For opnåelse af målsætningerne (god-mod grænsen), som kvantificeret i 2. generations vandplaner, er der et større antal områder med sammenfald mellem den aktuelle aktivitet af de stedspecifikke presfaktorer og ålegræssets udbredelse og et procentvis større sammenfald i de berørte vandområder end for hovedudbredelsen. Her vil det være formålstjenligt med en mere detaljeret analyse af hvor store områder, der rent faktisk kan forventes at blive koloniseret af ålegræsset, når lysforholdene gør det muligt, samt i hvilket omfang de stedspecifikke presfaktorer forhindrer en sådan spredning. Det skal i den forbindelse bemærkes, at indikatoren ålegræssets dybdegrænse primært skal ses som et mål for, at der er lysforhold ud til den valgte dybdegrænse under hvilke ålegræs kan leve og ikke, om der rent faktisk er ålegræs.

I forhold til direkte effekter af de stedspecifikke presfaktorer på ålegræs er fiskeri med bundslæbende redskaber den absolut dominerende presfaktor. I så godt som alle områder, hvor der er potentiel påvirkning af ålegræssets udbredelse, er det fiskeriet, der står for hovedparten af arealpåvirkningen. Det medfører, at presfaktorerne udgravning, klapning, bypass og råstofindvinding i meget begrænset omfang og kun i ét vandområde er af potentiel betydning for ålegræssets udbredelse. Petersen et al. (2018) konkluderede, at udgravning af sejltreder potentielt ville have et arealmæssigt omfang på >3-5% af vandområdets areal og derfor potentielt kan påvirke ålegræsset på vandområdeniveau. Den konkrete analyse viser imidlertid - med de begrænsninger i data, som er gældende for udgravninger (se nedenfor) - at udgravning af sejltreder næppe er et problem for ålegræssets udbredelse på vandområdeniveau og kun meget lokalt indenfor de enkelte vandområder påvirker ålegræssets potentielle udbredelse. Der er dog et mindre forbehold ved denne konklusion. Udgravningerne gør sejltrederne permanent dybere og det er ikke muligt at vurdere, om udgravningen har ført til, at sejltrederen er dybere end dybdegrænserne eller om de har været det naturligt. Generelt viser analysen dog, at adderingen af flere presfaktorer ikke har betydet en markant forøgelse af den samlede potentielle direkte påvirkning af ålegræssets udbredelse. Disse er primært bestemt af omfanget af den enkelte presfaktor og her først og fremmest fiskeriet.

## 4.2 Indirekte effekter

Vores analyser viser, at de indirekte effekter af de stedspecifikke presfaktorer i form af suspension af sediment og den deraf forøgede koncentration af suspenderet stof i vandsøjlen forbundet med den direkte fysiske aktivitet, ikke er af væsentlig betydning på vandområdeniveau. Vi har her beregnet den gennemsnitlige sedimentkoncentration i vandsøjlen på vandområdeniveau, og det er kun en meget lille brøkdel af naturligt forekommende koncentrationer af suspenderet materiale. Selvom der skal tages højde for, at koncentrationerne i vandsøjlen vil være højere jo tættere man kommer på presfaktor-aktiviteten, så vil bidraget fra suspension af sediment

fra stedspecifikke presfaktorer stadig være af minimal betydning i forhold til naturlig resuspension og generelle koncentrationer af suspenderet stof i vandsøjlen. Dertil kommer, at de stedspecifikke presfaktorer kun forekommer periodevis og ikke kontinuerligt. For fiskeri viser fx SAR-kortet (figur 9), at den maksimale påvirkning af en given bund er 10 gange årligt, hvilket ikke kan resultere i en stor suspension af partikulært materiale sammenlignet med naturlig resuspension. Udgravning og efterfølgende deponering af det udgravede materiale ved klappning eller by-pass sker ligeledes over en kortere periode uanset årstid og vil derfor kun have en begrænset effekt på lysforholdene for ålegræsset.

Med de relativt ubetydelige forøgelse af koncentrationen af suspenderet materiale i vandsøjlen vil lysforholdene ved bunden kun blive nedsat i ringe omfang og kan ikke forventes at få betydning for ålegræssets vækstforhold. Der kan imidlertid være andre indirekte effekter forbundet med de stedspecifikke presfaktorer. I forlængelse af suspensionen af sediment kan det forventes, at noget af sedimentet ikke normalt ville være blevet resuspenderet og, når det lægger sig, vil have større effekt på ålegræsset, hvis det lægger sig på bladene. Akkumuleret sediment på bladene kan skygge for fotosyntesen og bøje bladene ned mod bunden med mindre lys, samt begrænse gasudvekslingen (Brodersen et al. 2017). Påvirkningen er størst i områder med lille opblanding på grund af større sedimentation af fine partikler eller hvis der er mange epifytter på bladene (fx ved høje næringsforhold) fordi de opsamler sedimentet (Erftemeier and Lewis 2006). Kritiske niveauer for sedimentation på havgræsser ligger på 2-10 cm per år og for ålegræs var dødeligheden >50% større ved 4 cm begravelse af sediment i 24 dage (Erftemeier & Lewis 2006). Ligeledes kan gentagen påvirkning af bunden ændre kornstørrelsesfordelingen og sedimentets sammenhængskraft (cohesiveness) og fjerne mikrofytobenthos (biofilm), og dermed gøre sedimentet nemmere at resuspendere naturligt ved bølgenedslag eller strømpåvirkning (Patterson et al. 2000). Bundsløbende redskaber kan ligeledes resuspendere iltforbrugende stoffer og svovlbrinte og dermed forøge dødeligheden af ålegræs (Rieman & Hoffmann 1991). Indenfor rammerne af dette projekt har det ikke været muligt at konkret vurdere de ovennævnte indirekte effekter.

### 4.3 Usikkerheder

Udgangspunktet for analyserne i dette projekt har været addering af stedspecifikke presfaktorer. Der har derfor som udgangspunkt ikke været analyseret på effekter i områder med kun én presfaktor. I løbet af analyserne blev det klart, at de direkte effekter er af størst betydning og analysen blev udvidet til at omfatte direkte effekter af alle de stedspecifikke presfaktorer enkeltvis. For indirekte effekter har vi dog fastholdt analysens udgangspunkt bl.a. som følge af datatilgængelighed. Givet analysens resultater og en kvantitativ vurdering af aktiviteternes indirekte effekter så vurderer vi, at denne udeladelse ikke vil ændre på analysens resultater eller konklusioner.

Vi har til analyserne udelukkende kunnet bruge allerede eksisterende data, som ikke nødvendigvis har været matchende i tid og rum. Kilderne til data har omfattet flere forskellige datakilder med variabel dækningsgrad. For de direkte påvirkninger har vi anvendt forekomst af en aktivitet i de enkelte gridceller blot den er forekommet én gang i de undersøgte perioder, uanset at kilderne til forekomst af stedspecifikke presfaktorer dækker forskellige perioder og at de valgte perioder ikke nødvendigvis er repræsentative for en aktivitet i alle vandområder. Fx kan udgravning af sejlrender ske i cyklusser, der ikke matcher den periode, vi har data for. Alle påvirkninger er desuden antaget at foregå i hele en gridcelles udstrækning (100 x 100 m) uanset om den faktiske aktivitet har været begrænset til en lille del af gridcellen. Da det med den valgte metode

ikke er muligt at midle værdier for at udligne tidsseriernes længde kan den faktiske påvirkning være blevet overestimeret, men i forhold til direkte påvirkning har vi antaget, at blot en enkelt direkte påvirkning er tilstrækkeligt til at påvirke ålegræsset for hele perioden.

For fiskeri har informationerne om intensitet og udbredelse baseret sig på flere forskellige monitoringsystemer/datakilder (AIS, VMS og BB), med meget stor variation i præcisionen af fartøjspositionerne. Vi har her valgt et konservativt estimat og har medtaget den samlede danske fiskeriindsats uanset monitoringsystemets præcision. For fiskeri med snurrevod vil dette medføre en falsk op-koncentrering af arealpåvirkningen omkring ankerpunktet, fordi den eneste tilgængelige standardmetode for omsætning af VMS-fartøjspositioner til redskabspositioner (ICES 2018) ikke er udviklet til at håndtere en kortlægning på den meget fine rumlige opløsning (100 x 100 m), som er mulig med de danske AIS data. Ligeledes for snurrevodsfiskeriet sker der en underestimering af fisketiden (den periode hvor redskabet er i kontakt med bunden), fordi den anvendte ICES-metode til at hastighedsfiltrere data ikke kan håndtere den meget varierende fartøjshastighed, der anvendes i fiskeri med snurrevod. Disse fejlkilder har primært relevans for vandområde 221 'Skagerrak', hvor den samlede udbredelse af presfaktoren formentlig er lidt større og mere jævnt fordelt end det fremgår af kortet (figur 9). Ligeledes har detaljerede analyser af BB-data (se Eigaard et al. 2020) vist, at der er et mismatch mellem logbogsdata for fangster og BB-data, som kan medføre op til 12% underestimering af fiskeripåvirkningen i muslingefiskeriet, når de alene baseres på black box data. I nærværende analyse vil denne afvigelse dog blive fanget af enten AIS-data eller VMS-data og en evt. underestimering af fiskeripåvirkningen vil således være mindre. Endelig er der i enkelte vandområder en fiskeriindsats med udenlandske fartøjer, som ikke automatisk leverer monitoringsdata til Danmark, og derfor ikke indgår i analysen. Indsatsen med udenlandske fartøjer varierer med område og over årene, og fordi Danmark ikke automatisk modtager disse monitoringsdata, er det meget vanskeligt at vurdere det præcise omfang. Inklusion af denne internationale indsats i datalaget vil kræve en officiel henvendelse til en række udenlandske myndigheder, hvilket ikke har været muligt indenfor rammerne af nærværende projekt. Der har på grund af begrænsninger i datatilgængelighed for fiskeri, som for de andre stedspecifikke presfaktorer, udelukkende været anvendt data fra perioden 2014-18. Det kan have givet et forkert billede af fiskeriets effekter, fordi fiskeriet med bundslæbende redskaber i kystområderne har været i tilbagegang i en lang årrække. Der er således valgt en tidsperiode, hvor fiskeriet historisk set har haft et meget lille omfang. Det kan have medført, at fiskeriets betydning i tidligere perioder er undervurderet i denne analyse. Dermed kan det heller ikke udelukkes, at en evt. effekt af nedgang i fiskeriet på ålegræssets udvikling fejlagtigt er blevet tolket som reduceret tilførsel af næringsstoffer.

Der er ikke optegnelser hos offentlige myndigheder, hvor der er foretaget udgravning i forbindelse med klapping. Udgravning i forbindelse med bypass findes som punktlokalitet ved Kystdirektoratet. Indenfor rammerne af dette projekt var det muligt at udpege udgravning i forbindelse med klapping manuelt og som punktlokalitet. Det er så vidt muligt blevet gjort ved at finde klappingstilladelser på nettet, hvor udgravningsområdet er angivet. Vi har derefter valgt et punkt i det markerede område, hvor en udgravningsaktivitet antageligvis vil have størst effekt på ålegræs (det har været et skøn ud fra antaget dybde og afstand fra kyst). Det giver bias i forhold til den faktiske aktivitet og repræsenterer et konservativt skøn. Endvidere kan det betyde, at aktiviteten ikke bliver placeret i det korrekte vandområde, fx hvis en udgravet sejlrønde strækker sig over flere vandområder. I de tilgængelige data for råstofindvinding, klapping og bypass findes

der heller ikke information om den præcise lokalitet i et givent råstof-, klavnings- eller bypass-område, hvor indvinding eller losning fandt sted. Det blev derfor i relation til direkte påvirkning antaget, at aktiviteten fandt sted i hele tilladelsesområdet, mens der i relation til sedimentspredningen blev brugt centroiden af området. Mens førstnævnte er et konservativt estimat af den direkte påvirkning, er sidstnævnte sandsynligvis en underrepræsentation af sedimentspredningen, hvilket dog næppe vil have stor betydning for effekterne på ålegræsset.

I modelberegningerne for suspenderet sediment fra gravning, klavnings- (herunder bypass) og råstofindvinding har vi valgt nogle konservative antagelser i forbindelse med andelen af sediment som suspenderes i vandsøjlen. For gravning og råstofindvindingen er det antaget, at 10% af den totale opgravede mængde belaster vandsøjlen. Til sammenligning er der i VVM-redegørelser anvendt sedimentspild på ca. 2% (fx NIRAS-VVM rapport for udvidelse af Rønne Havn 2016). Ved losning i forbindelse med klavnings- og bypass er det antaget, at den totale mængde indgår i beregningen som suspenderet sediment i vandsøjlen. I praksis er det forventeligt, afhængig af dybden, at en væsentlig del af sedimentet, der losses, deponeres på havbunden som klumper af sediment uden at det således bliver fuldstændigt suspenderet. Derudover bidrager antagelser om, at al grave- og losningsaktivitet foregår i de lyse timer også til et konservativt estimat. Der er anvendt gennemsnitlige kornstørrelser til at beskrive faldhastigheder og resuspensionsprocesser for forskellige sedimenttyper. Det betyder, at de fineste kornstørrelser ikke indgår i beregningerne. I det omfang opgravet sediment består af meget fine kornstørrelsesfraktioner  $<35 \mu\text{m}$  er det muligt, at bidraget til mængden af suspenderet sediment i vandsøjlen kan være undervurderet. Det vurderes dog, at denne usikkerhed er af en mindre størrelsesorden end de konservative antagelser beskrevet ovenfor. Samlet set vurderes det, at det beregnede bidrag fra de øvrige presfaktorer ud over fiskeri til koncentrationen af suspenderet sediment i vandsøjlen er konservativt, dvs. overestimerer den potentielle påvirkning i form af øget mængde suspenderet materiale og dermed potentiel påvirkning af ålegræs.

Den største usikkerhed ved resuspensionsmodellen er mængden af resuspenderet materiale ( $\text{kg m}^{-2}$ ) ved fiskeri, som det ikke er muligt at måle direkte. Estimatet er baseret på Dyekjær et al. (1995), som målte koncentrationer af sediment i vandsøjlen lige efter et muslingeskrab med den tungere hollandske muslingeskraber i Limfjorden. Dette estimat passede dog godt sammen med beregninger ud fra skrabybden og sedimentets massefylde. Den resuspenderede mængde vil dog altid afhænge af, hvor dybt redskabet skraber i bunden, dækningsgraden af fx muslinger vs bar bund og sedimentets massefylde i det øverste lag. Samtidigt har muslingeskraberen typisk en dybere påvirkning af sedimentet end de fleste andre bundslæbende redskaber (Eigaard et al. 2016; Hiddink et al. 2017), hvilket indikerer, at ekstrapoleringen af modelparametrene for muslingeskraberen til alle andre redskabstyper har medført en overestimering af den samlede fiskeribetingende resuspension. Den næststørste usikkerhed er partikelfaldhastigheden, hvor vi her antog en relativ lav faldhastighed gældende for dynd/silt. Faldhastigheden vil være større for fx sandpartikler eller hvis partiklerne flokkulerer, hvorimod meget små partikler med et stort organisk indhold evt. kan have en endnu lavere faldhastighed og dermed større spredning. En større spredning betyder dog også en større fortynding således, at den gennemsnitlige sedimentkoncentration vil være mindre i forhold til en mindre og mere kompakt sedimentfane. Hvis lokale resuspensionsforhold under fiskeri skal undersøges, kræver det derfor viden om sedimentets partikelstørrelsessammensætning og massefylde, redskabets skrabybde og strømdata (retning og hastighed).

#### 4.4 Sammenfatning

Sammenfattende viser analysen, at stedspecifikke presfaktorer potentielt har påvirket ålegræssets hovedudbredelse og vil kunne påvirke den potentielle udbredelse af ålegræs til god-mod grænsen i en række vandområder. Ikke nødvendigvis i hele vandområdet, men i de dele af vandområdet, hvor presfaktorerne direkte påvirker ålegræsset. Påvirkningen er primært fra fiskeri med bundpåvirkende redskaber og i forhold til direkte fysisk påvirkning og i meget mindre grad i form af indirekte effekter relateret til suspension af sediment. Addering af effekter fra flere presfaktorer har ikke ændret på vurderingen af påvirkningens omfang, fordi fiskeriet har været dominerende i forhold til den direkte påvirkning og fordi resuspensionen har været marginal i forhold til de naturlige koncentrationer af suspenderet materiale i vandsøjlen. Det vil kræve en konkret vurdering i hvert enkelt vandområde, hvor de stedspecifikke presfaktorer potentielt påvirker udbredelsen og hvordan det i givet fald påvirker målopfyldelse. Analysen har vist, at der er videns-huller om den præcise placering af aktiviteterne af de stedspecifikke presfaktorer, ligesom kvantificeringen af de indirekte effekter fra resuspension er af generel karakter og ikke stedspecifik. Ligeledes mangler der viden om andre indirekte effekter. Det betyder, at estimerne af påvirkningen sandsynligvis er konservative, dvs. overvurderede, hvad angår arealsammenfald, hvad angår direkte påvirkning og underestimerede, hvad angår indirekte påvirkning. Nogle af videns-hullerne kan muligvis fyldes ved mere tilbunds gående undersøgelser i de påvirkede områder, mens der især for de indirekte effekter er behov for undersøgelser, der kan bruges på tværs af vandområder.

## Referencer

- Anon 2016. Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. BEK 1001. Miljø- og Fødevareministeriet. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=181970>
- Brodersen KE, Hammer KJ, Schrammeyer V, Floytrup A, Rasheed MA, Ralph PJ et al. 2017. Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H<sub>2</sub>S intrusion. *Frontiers in plant science*, 8, 657
- Canal-Vergés P, Vedel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt M, 2010. Resuspension created by bedload transport of macroalgae: Implications for ecosystem functioning. *Hydrobiologia*. 649: 69-76. 10.1007/s10750-010-0259-y.
- Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen A & Flindt MR 2016. Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden, Denmark. *Ecol. Model.* 338: 135-148.
- CEFAS Report 2016. Suspended Sediment Climatologies around the UK. Report for the UK Department for Business, Energy & Industrial Strategy offshore energy Strategic Environmental Assessment programme.
- DTU Aqua 2020. Notat til Miljøstyrelsen om ” Sammenfald mellem MST ålegræs samt makroalge transekter og fiskeripåvirkning”.
- Dyckjær SM, Jensen JK & Hoffmann E 1995. Mussel dredging and effects on the marine environment. *ICES C.M.* 1995/E13 ref K.
- Edelvang K 1999. In situ settling velocities and concentrations of suspended sediment in spill plumes, Øresund, Denmark. In Vollmer M (ed) *Large scale constructions in coastal environments*. Springer Verlag, pp 181-89.
- Edelvang K 1997. Tidal variation of settling diameters on a mud tidal flat. *Helgoländer Meeresunters.* 51: 269-279
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, et al 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J. Mar. Sci.* 2016 (73): 1386–403.
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, et al 2017. The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES J. Mar. Sci.* 74(3): 847–65.
- Eigaard, OR, McLaverty C, Olsen J, Dinesen GE, Brooks ME, Kristensen K, Gislason H, Nielsen P & Petersen JK 2020. Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber. DTU Aqua-rapport nr. 363-2020.



Erfteemeier PLA & Lewis RRR 2006. Environmental impact of dredging on seagrasses. *Mar. Pollut. Bull.* 52 (12): 1553-1572.

Gislason H, Dalskov J, Dinesen GE, Egekvist J, Eigaard O, Sørensen TK, et al 2014. Miljø-skånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua Rep. 2014-279

Hansen LNH 2019. Semester 2019. Project Group: Group 1046 Participant(s): Supervisor(s): Thomas B. Moeslund Malte Pedersen Date of Completion: June 6, 2019 Aalborg University student project

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, Suuronen P & Kaiser MJ 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114: 8301–8306.

ICES 2018. Report of the Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD), 11–15 June 2018, Aberdeen, Scotland, UK. ICES CM 2018/HAPISG:16. 79 pp.

Kogsgaard Miljø 2014. Sejlrenden til Bork Havn Ansøgning om fornyet tilladelse til klappning af materiale fra sejlrenden til Bork Havn. Teknisk rapport udarbejdet af Kogsgaard Miljø 11-11-2014 Turbidity measurement based on computer vision Theme: Computer Vision Project Period: Spring

Larsen J, Maar M, Mohn C & Pastor Rollan A 2020. A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters. *PLoS One* 15(4): e0231193.

Nielsen P, Nielsen MM, Geitner K & Petersen JK 2018. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. Charlottenlund: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. DTU Aqua-rapport, No. 330-2018 (in Danish)

Noack T, Stepputtis D, Madsen N, Wieland K, Haase S & Krag LA (2019). Gear performance and catch process of a commercial Danish anchor seine. *Fisheries Research*, 211, 204-211. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.11.012>

Pastor Rollan A, Maar M, Larsen J, Mohn C, Saurel C & Petersen JK (in prep). Sediment transport modelling and plume effects from mussel dredging in the Limfjorden

Petersen JK, Holm A-P, Christensen A, Krekoukiotis D, Andreasen H, Gislason H, Behrens J, Svendsen JC, Timmermann K, Møller LF, Bach L, Larsen MM, Zrust M, Nielsen MM, Eigaard OR, Nielsen P, Stæhr PA, Høgslund S & Nielsen TG 2018. Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klima. DTU Aqua Rapport 336-2018, 118 pp. + bilag.

Riemann B & Hoffmann E 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69: 171-178.

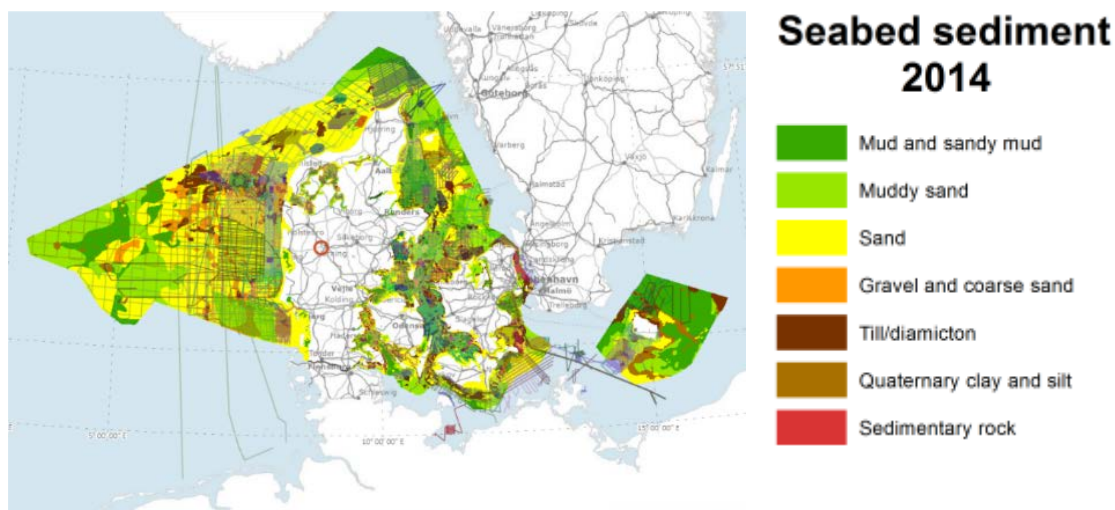
Stæhr PA, Göke C, Holbach AM, Krause-Jensen D, Timmermann K, Upadhyay S & Ørberg SB 2019. 'Habitat model of eelgrass in Danish coastal waters: Development, validation and management perspectives', *Frontiers Mar. Sci.* 6: 175.

Valeur JR & Pejrup M 1992. Partikulære nærings- stoffluxe i Vejle Fjord og Århus Bugt. Geografisk Institut. Havforsknings fra Miljøstyrelsen nr. 14 1992

# Bilag 1. Sediment-kornstørrelser

## Sedimentdata

Data for kornstørrelser er hentet fra GEUS havbundssedimentkort (Marin Råstofdatabase, 2019). Data i GEUS råstofdatabase opdateres løbende og er frit tilgængeligt på internettet. Kategoriseringen er arbitrær og bygger alene på skøn (JBJ/GEUS 2019; pers.komm.), dvs. man kan ikke på baggrund af kortet angive specifik kornstørrelse i et givent geografisk punkt.

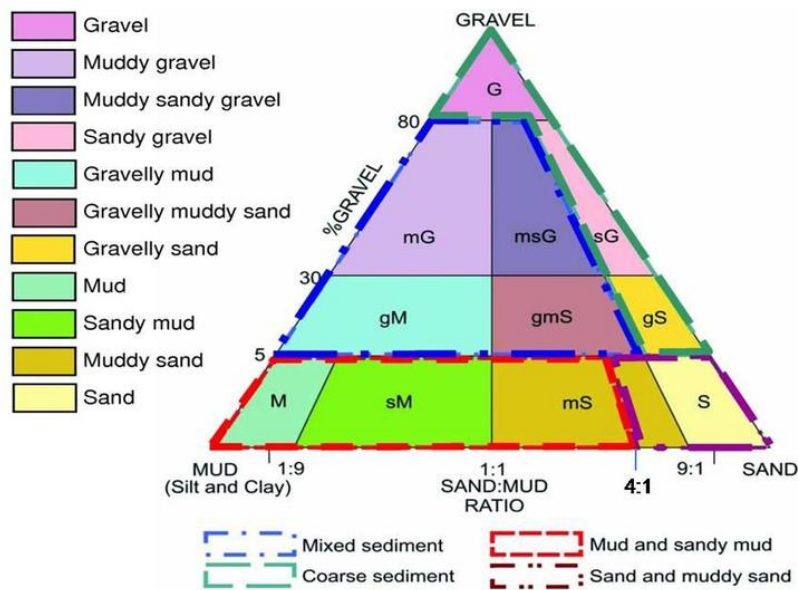


Figur 1. GEUS sedimentkort baseret på Marin Råstofdatabase <http://data.geus.dk/geusmap/?map-name=marta#baslay>

Tabel 1. Skønnede kornstørrelsesintervaller i legenden til havbundssedimentkortet

Le-gende	Skønnet kornstørrelses-interval	Skønnet tekstur
	Kornstørrelser < 63 µm	Gytje/dynd
	Kornstørrelser 200 – 2 µm	Fint sand blandet med silt og ler
	Kornstørrelser 2mm – 63 µm	Groft til fint sand
	Kornstørrelser 20mm - 600µm	Grus og groft sand
	Hård bund	Ingen resuspension
	Hård bund	Ingen resuspension
	Hård bund	Ingen resuspension

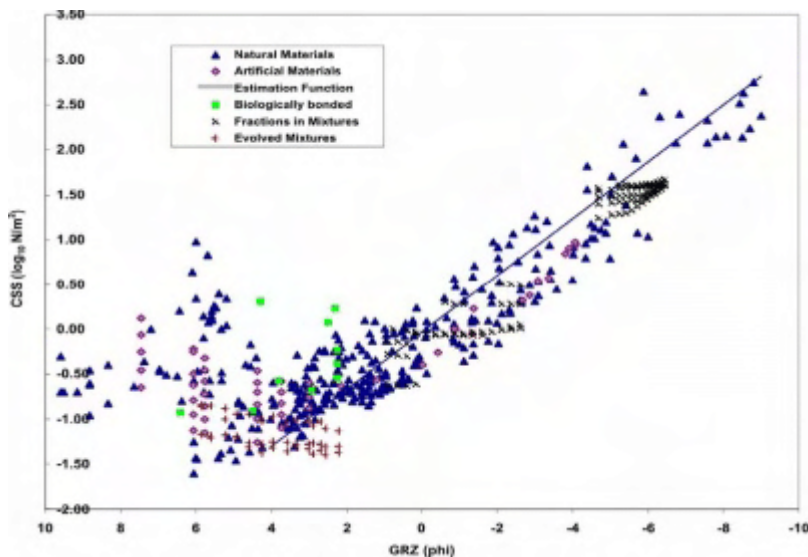
Klassifikationen er udarbejdet bl.a. i forbindelse med EU projektet EMODNET. I naturen er de forskellige sedimentklasser ofte sammenblandet, hvilket gør det vanskeligt at angive en specifik kornstørrelse til brug for simulering af resuspension i et specifikt område uden nærmere studier. Havbundssediment består ofte af en blanding af flere kornstørrelser, hvilket fremgår af klassifikationen i havbundssedimentkortet, ligesom rester af skaller og andet biologisk materiale er til stede, men ikke afspejlet her. Nedenfor er afbildet et trekantsdiagram, der er udviklet netop til brug for habitatkortlægning i England (McBreen et al. 2011).



Figur 2. Klassifikation af havbundssediment (BGS modified Folk sediment trigon, modified to show the aggregation of classes into four main sediment classes (coarse, mixed, sand and muddy sand, mud and sandy mud) for UKSeaMap 2006. fra Connor et al. 2006 (in McBreen et al. 2011)).

## Resuspension

Resuspension af sediment fra havbunden er betinget af fysiske faktorer som kornstørrelse, sortering og den påførte kraft (shear stress) fra strøm og bølger.










Figur 3. Resuspensionens afhængighed af shear stress (Buczowski et al. 2006)

Shear stress påvirkning af havbunden vil være afhængig af materialets sorteringsgrad og konsolidering. Jo mere konsolideret, jo sværere at resuspendere, mens løst sediment lettere resuspendes. I blandede sedimentkategorier kan det generelt konkluderes, at *muddy sand* kan få fjernet den fine fraktion ved resuspension, mens *sandy mud* kræver et shear stress der passer

til kornstørrelsen. Samtidig vil der i områder med rent mudder være en effekt af flokkulering af det finkornede materiale, der betyder at der kræves et større shear stress end for den enkelte fine partikel.

Til brug for modelsimuleringerne i dette studie er angivet to kornstørrelser i hver kategori, en gennemsnitlig størrelse, og en minimum kornstørrelse svarende til worst case scenariet.

**Tabel 2. Skønnede kornstørrelsesintervaller til brug for resuspensionssimulering**

Le-gende	Skønnet middelkornstørrelse	Skønnet <i>worst case</i> kornstørrelse
	35 µm	10 µm <sup>2</sup>
	125 µm	35 µm
	500 µm	125 µm
	1 mm	500 µm
	Hård bund	ingen resuspension
	Hård bund	ingen resuspension
	Hård bund	ingen resuspension

## Referencer

Blott JS & Pye K 2001. Gradiostat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surf. Process. Landforms 26, 1237-1248.

Buczowski B, Reid, Jane & Jenkins, Chris & M Reid, Jamey & Williams, S Jeffress & Flocks, James. (2006). USSEABED: Gulf of Mexico and Caribbean (Puerto Rico and U.S. Virgin Islands) Offshore surficial sediment data release. Version 1.0 U.S. Geological Survey Data Series.

Law B, Hill P, Milligan T, Curran J, Wiberg P & Wheatcroft R 2006. The Effect of Grain-Size on the Erodibility of Bottom Sediments. AGU Fall Meeting Abstracts.

Marin Råstofdatabase 2019: GEUS sedimentkort <http://data.geus.dk/geusmap/?map-name=marta#baslay>

McBreen, Fionnuala & Askew, N & Cameron, A & Connor, D & Lillis, Helen & Carter, Anita. (2011). UK SeaMap 2010. Predictive mapping of seabed habitats in UK waters.

<sup>2</sup> Fint silt og ler flokkulerer, derfor er kornstørrelsen angivet til 10 µm.

Danmarks  
Tekniske  
Universitet

DTU Aqua  
Kemitorvet  
2800 Kgs. Lyngby

[www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk)