

Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer - sammenfatning

Af Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr. 381-2021





Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning

Af Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr. 381-2021

Kolofon

Titel: Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning

Forfatter: Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr.: 381-2021

År: Januar 2021

Reference: Petersen JK. (2021). Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – sammenfatning. DTU Aqua-rapport nr. 381-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 32 pp.

Kvalitetssikring: Rapporten er kommenteret af Miljøstyrelsen og er herefter fagfællebedømt af videnskabeligt personale på DTU Aqua. Det er alene forfatteren, der har taget stilling til de indkomne kommentarer fra Miljøstyrelsen og i hvilket omfang, de har skullet inddrages i den endelige version af rapporten.

Forsidefoto: Nørrefjord. Foto: Line Reeh.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-304-0

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redogørelser 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 for 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 kvælstof er den mest betydende presfaktor for tilstanden i det marine miljø. For at undersøge om andre forhold også kan have betydning for tilstanden i det marine miljø har Miljøstyrelsen ønsket at udvikle en samlet forskningsbaseret viden om andre potentielle 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 en sammenfatning og perspektivering af en række rapporter udarbejdet under projektet. Det drejer sig om rapporterne:

- Petersen m.fl. 2018: "Menneskeskabte påvirkninger af havet – Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer", DTU Aqua rapport nr. 336-2018 (1)
- Høgslund m.fl. 2019: "Sammenhænge i det marine miljø – betydning af sedimentændringer", Videnskabelig rapport fra DCE nr. 323 (2)
- Stæhr m.fl. 2019: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation", DTU Aqua rapport nr. 353-2019 (3)
- Petersen m.fl. 2020: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton", DTU Aqua rapport nr. 358-2020 (4)
- Petersen m.fl. 2020: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs", DTU Aqua rapport nr. 361-2020 (5)
- Petersen m.fl. 2020: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af metoder til at kumulere effekter af flere presfaktorer i marine områder", DTU Aqua rapport nr. 359-2020 (6)
- Helmig m.fl. 2020: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af omfanget af stenfiskeri i kystnære marine områder", DTU Aqua rapport nr. 360-2020 (7)
- Petersen m.fl. 2020: "Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – vurdering af to marine invasive arter" DTU Aqua rapport nr. 365-2020 (8)

For en detaljeret gennemgang af presfaktorer i det kystnære marine miljø henvises til disse rapporter.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og følges af en styregruppe med repræsentanter fra Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, Miljøstyrelsen, Fiskeri 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 blevet kommenteret af Miljøstyrelsen og er herefter fagfællebedømt af videnskabeligt personale på DTU Aqua. Det er alene forfatteren, der har taget stilling til de indkomne kommentarer fra Miljøstyrelsen og i hvilket omfang, de har skullet inddrages i den endelige version af rapporten.

Nykøbing Mors, januar 2021



Lavvandet område med tang i Knebel Vig. Foto: DTU Aqua.

Indhold

Summary	6
1. Indledning.....	8
2. Resultater	10
2.1 Råstofindvinding	10
2.2 Gravning, bypass og klapning.....	11
2.3 Stenfiskeri	13
2.4 Fysiske konstruktioner	14
2.5 Fiskeri	14
2.6 Skibstrafik	16
2.7 Plastik	17
2.8 Miljøfarlige stoffer.....	17
2.9 Invasive arter	18
2.10 Sedimentændringer.....	21
3. Sammenfatning og diskussion	23
3.1 Fiskeri	23
3.2 Invasive arter	25
3.3 Andre presfaktorer	26
3.4 Stedspecifikke vs. diffuse presfaktorer.....	26
3.5 Kumulering af presfaktorer.....	28
4. Videnshuller og anbefalinger	29
Referencer.....	31

Summary

The Danish Environmental Protection Agency has funded a project “*Effects on the quality elements defined by the EU Water Framework Directive (WFD) of other pressure factors than excess nutrient load and climate change*” with the aim to identify a number of environmental pressure factors other than excess nutrient loading and climate change that potentially can affect the quality elements of the WFD. The project has resulted in 8 independent reports that are summarized in this study:

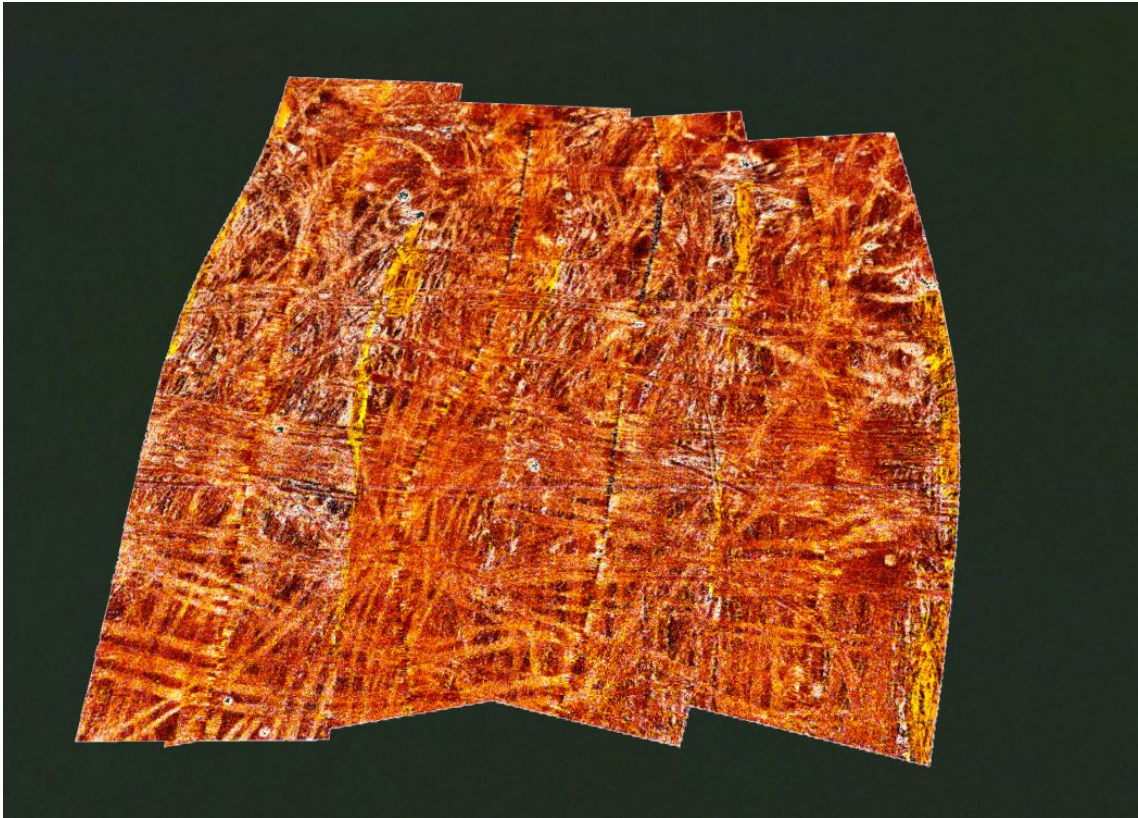
1. Petersen et al. 2018: DTU Aqua rapport nr. 336-2018 (1),
2. Høgslund et al. 2019: Videnskabelig rapport fra DCE nr. 323 (2),
3. Stæhr et al. 2019: DTU Aqua rapport nr. 353-2019 (3),
4. Petersen et al. 2020: DTU Aqua rapport nr. 358-2020 (4),
5. Petersen et al. 2020: DTU Aqua r rapport nr. 361-2020 (5),
6. Petersen et al. 2020: DTU Aqua rapport nr. 359-2020 (6),
7. Helmig et al. 2020: DTU Aqua rapport nr. 360-2020 (7),
8. Petersen et al. 2020: DTU Aqua rapport nr. 365-2020 (8),

where (1) is a review of potential effects of a number of pre-defined pressure factors - sand and gravel extraction, dredging of shipping lanes and harbours and clipping of the dredged material, physical constructions, fishery, shipping, plastic waste incl. micro plastics, hazardous substances and invasive species – was carried out. Based on the results of the review (1), more specific analyses were carried out for effects of fishery and other localized pressure factors (4, 5), sediment chemistry (2), 3 invasive species (3, 8) and exploitation of boulder reefs (7). All the specific analyses were carried out based on existing data sets primarily extracted from the Danish environmental monitoring programme NOVANA. Finally, methods of cumulation of effects of different types of pressure factors were assessed (6).

Overall, the screening of the scientific research literature and the performed data analyses that have been possible show that primarily fishing and secondary - and to a much lesser extent - invasive species are currently the most significant other pressure factors on the WFD quality elements in the WFD water bodies besides nutrient loading and climate change. However, for some of the pressure factors, this conclusion is based on a deficient data base. Thus, in general, no analyses have been performed for a number of invasive species and for the best monitored species – i.e. Japanese wireweed - effects on the quality element macroalgae could be detected. It can thus not be ruled out that an improved data set will lead to documentation of additional effects of e.g. other invasive species. On the other hand, for a number of other potential pressure factors, such as plastics and environmentally hazardous substances, it is unlikely that an improved data base will lead to documentation of potentially significant impacts at the water body level. Finally, there are a number of pressure factors – e.g. raw material extraction and excavation, etc. - where there is a sufficient data base to assess that these do not have significant effects on the quality elements at the water body level, as long as they are maintained and managed at the current level.

With regard to fisheries, use of bottom affecting gear like bottom trawl, mussel dredge etc. take place in almost half of the WFD water bodies. In the vast majority (68%) of the fisheries affected areas, the cumulative impact over 5 years constitutes <10% of the total area of the water body

(some of which may be repeated impacts of the same area), but for some areas it is a very massive fishing impact. This applies in particular to the areas along Jutland's west coast, but there is also a significant area impact in several areas in and around the Kattegat. It can be readily assumed that fishing with bottom trawls can have a very significant effect on eelgrass (5), not least because the expected regeneration time for eelgrass is very long, whereas it was not possible to detect effects on benthic infauna using the WFD indicator DKI (4). A model study on impact of mussel dredging on Chlorophyll *a* concentrations did not reveal effects (5). A literature review of cascade effects of finfish fishing on the quality element phytoplankton likewise could not demonstrate expected significant effects in Danish WFD water bodies.



Sidescanbillede af skrabet fra bundsløbende fiskeredskab. Foto: Dansk Skaldyrcenter.

1. Indledning

EU's vandrammedirektiv (VRD) definerer, at: "Vand er ikke en almindelig handelsvare, men en værdi, der skal beskyttes, forsvares og behandles som sådan." (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20140101&qid=1413285809481&from=DA>). I forlængelse heraf fastsætter VRD for overfladevand i de kystnære områder, at der på baggrund af basisanalyser af vandområdernes økologiske tilstand skal udfærdiges vandområdeplaner med det formål at bringe vandområderne i minimum god økologisk tilstand. Planerne skal blandt andet omfatte en analyse af effekten af en række antropogene, dvs. menneskeskabte, belastninger af det marine miljø. VRD foreskriver således, at der i vandområdeplanerne skal indsamles oplysninger om type og omfang af de signifikante menneskeskabte belastninger (de såkaldte presfaktorer), og deres virkninger på overfladevandets tilstand, og at det skal vurderes, hvor påvirkelig vandområdernes tilstand er over for belastningerne.

Antropogene presfaktorer kan afhængig af definitionen omfatte både aktiviteter og deraf afledte tilførsler og fraførsler. Årsagssammenhæng mellem aktiviteter og effekter er internationalt beskrevet ved DPSIR-strukturen (Driver-Pressure-State-Impact-Response), hvor aktiviteterne (driver) fører til påvirkninger (pressure), som ændrer tilstanden (state), hvilket fører til en uønsket effekt (impact), der kræver en indsats (response) at modvirke (9). Aktiviteterne kan både være landbaserede (fx landbrug og industri) eller vandbaserede (fx fiskeri og råstofindvinding). Presfaktorerne kan påvirke miljøtilstanden ved at forårsage strukturelle og funktionelle ændringer, såsom ændring af habitater og artssammensætning.

I retningslinjerne for implementering af VRD (10) bliver det fastslået, at presfaktorer i denne kontekst er defineret som antropogene. Det har som konsekvens, at evt. ubalancer i økosystemerne ikke er en selvstændig presfaktor men en afledt effekt. Ubalancer som fx store forekomster af enkelte arter kan potentielt påvirke kvalitetselementerne, men sådanne ubalancer er et resultat af en eller flere antropogene presfaktorer eller kan være et udtryk for naturlige fluktuationer i bestande, og er ikke i sig selv en antropogen presfaktor. Denne direkte anvisning af forskelle mellem årsag og effekt er vigtig for valg af presfaktorer, der skal analyseres for og inddrages i vandområdeplanerne jf. VRD. Det betyder ikke, at aktive forsøg på at rette op på evt. ubalancer ikke kan have betydning i en generel natur- og miljøforvaltning, men det er ikke en del af forvaltningen af VRD.

I både første (2009-15) og anden (2015-21) generations vandplaner er der på baggrund af faglig dokumentation taget udgangspunkt i, at den mest betydende presfaktor for miljøtilstanden i de kystnære marine områder er belastningen med kvælstof. Den faglige dokumentation udgøres bl.a. af det marine modelkompleks (11) og de øvrige forskningsbaserede udredninger, som ligger til grund for anden generations vandområdeplaner (se fx (12) og referencer heri). I en international evaluering af modelkomplekset, der blev brugt til Vandområdeplanerne (2015-2021), fastslår evalueringspanelet, at det er i overensstemmelse med VRD at fokusere arbejdet med forbedring af den økologiske tilstand i kystvandene på belastningen med fosfor og især kvælstof (13). Evalueringspanelet konkluderede dog, at det også er vigtigt at inddrage andre presfaktorer end næringsstoffer i de overordnede vurderinger af, hvordan man (gen)etablerer god økologisk tilstand i kystvandene.

Nærværende projekt har haft som formål at lave en samlet vurdering og fremstilling af betydningen af andre potentielt betydende presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer for miljøtilstanden i danske kystvande jf. VRD. Udgangspunktet for analysen er en vurdering af, om der er en videnskabeligt dokumenteret påvirkningsmekanisme mellem den enkelte presfaktor og et eller flere af de kvalitetselementer, der ifølge VRD skal anvendes til at vurdere miljøtilstanden i vandområderne (1). Det er således ikke i sig selv tilstrækkeligt, at presfaktoren er tilstede i det marine miljø, den skal påvirke kvalitetselementerne eller støtteparametrene væsentligt. Da indsatser for at forbedre vandmiljøet bliver planlagt på niveau af vandområder, skal effekten af presfaktoren endvidere være af potentiel signifikant betydning på dette niveau. Vandområde som afgrænsning for effekten er valgt, fordi vandområderne er det niveau, VRD forvaltes efter. Det medfører, at størrelse og afgrænsning af vandområderne kan have betydning for, om en effekt af en presfaktor kan siges at være af potentiel signifikant betydning. I den sammenhæng skal det bemærkes, at vandområder ikke er statiske og vil kunne ændres, hvis analyser viser et behov herfor. Endelig er det nødvendigt, at der er et tilstrækkeligt datagrundlag til at analysere og kvantificere den konkrete sammenhæng mellem presfaktoren og kvalitetselementerne/støtteparametrene for, at myndighederne kan udforme indsatsplaner, som kan reducere effekterne af påvirkningen, og genskabe en god miljøtilstand. Et tilstrækkeligt datagrundlag på vandområdeniveau omfatter både presfaktoren og vandkvalitetselementet og gerne over en længere årrække.

På baggrund af Miljøstyrelsens samlede projektportefølje til bestemmelse af antropogene presfaktorer i relation til implementering af VRD, er der udvalgt følgende presfaktorer:

- Råstofindvinding
- Klapning og graveaktiviteter
- Stenfiskeri
- Fysiske konstruktioner
- Fiskeri
- Skibstrafik
- Plastik
- Miljøfarlige stoffer
- Invasive arter
- Sedimentændringer

Valget af presfaktorer er sket som en afvejning mellem proportionalitetsprincippet – dvs. der skal være en begrundet formodning om, at der kan være en signifikant effekt af en presfaktor - og det miljømæssige forsigtighedsprincip – dvs. at er der begrundet mistanke om effekter skal hensynet til miljøbeskyttelsen veje tungest. Enkelte potentielt betydningsfulde presfaktorer er ikke inkluderet i analysen fx støj. Det skyldes, at støj ikke kan anses for at have væsentlig betydning for kvalitetselementerne i kystvandene (dvs. "fytoplankton", "makroalger og blomsterplanter (ålegræs)" og "bunddyr"). Sedimentændringer indgår i analysen, fordi akkumulering af næringsstoffer og kulstof, ændring i porøsitet og forøgede koncentrationer af svovlbrinte kan have stor betydning for den økologiske tilstand af de kystnære vande og på flere måder påvirke kvalitetselementerne. Disse ændringer er en konsekvens af tilførsel af næringsstoffer og organisk materiale fra land og er derfor primært afledt af tilførsel af næringsstoffer.

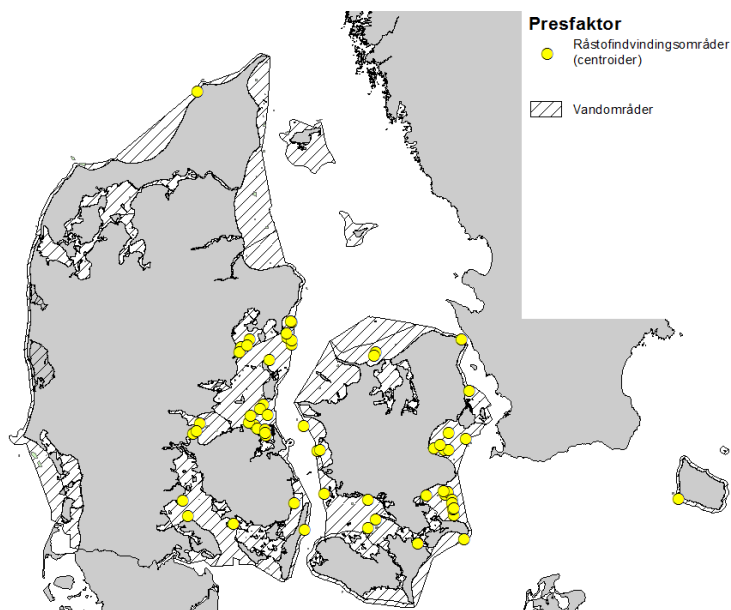
2. Resultater

For alle ovennævnte presfaktorer på nær sedimentændringer og stenfiskeri er der i projektet foretaget en indledende screening af potentielle effekter af de forskellige presfaktorer på kvalitets-elementer og støtteparametre i form af review (1) af den internationale forskning i form af: i) Dokumentation for påvirkningsmekanisme mellem presfaktor og kvalitetselementer; ii) En faglig vurdering af relevans dvs. om presfaktoren kan forventes at have betydende effekt på vandområdeniveau; iii) Kortlægning af datagrundlaget for en evt. egentlig analyse. Overordnet viste screeningen, at der primært er fundet potentielt væsentlige effekter på vandområdeniveau af presfaktorerne fiskeri, de fysiske konstruktioner sluser og dæmninger, graveaktivitet, det miljøfremmede stof TBT og den invasive art sargassotang, amerikansk ribbegople og sortmundet kutling dog således, at det blev vurderet, at der ikke er tilstrækkeligt datamateriale til en egentlig analyse af effekter af amerikansk ribbegople og sortmundet kutling. På baggrund af screeningen blev det besluttet, at effekter af sluser og dæmninger som følge af deres påvirkningsmekanisme skal behandles som en del af typologien for vandområderne, fordi områder, hvor sluser og dæmninger i væsentlig grad påvirker vandudskiftningen kan skifte typologi til stærkt modificerede områder. For TBT blev det vurderet, at da stoffet er blevet forbudt og i øvrigt viser aftagende koncentrationer i havmiljøet, vil TBT ikke blive behandlet yderligere. Til konklusionerne af screeningen skal det dog bemærkes, at der i disse ikke er taget højde for sedimentændringer, ligesom manglende potentiel væsentlig effekt af en presfaktor på vandområdeniveau ikke er det samme som, at der ikke kan være betydelige lokale effekter af en presfaktor, som vil påvirke miljøtilstanden omkring presfaktoren. Nedenfor er resumeret resultaterne af henholdsvis screeningen (1) samt en række konkrete opfølgende analyser (2, 3, 4, 5, 7, 8).

2.1 Råstofindvinding

Råstofindvinding i de danske farvande foregår ved sugning af havbunden enten i form af stiksugning eller slæbesugning. Ved stiksugning fjernes havbunden inden for mindre områder af nogle meters omkreds i op til mange meters dybde. Ved slæbesugning fjernes havbunden i et større område i et spor på ca. 1,5 m i bredden og 0,2-0,5 m i dybden. Råstofindvinding af sand, fyldsand, grus og ral/sten i de danske farvande foregår inden for udlagte indvindingsområder (figur 2.1.1). Der må kun indvindes på dybder >6 m, og der indvindes sjældent på dybder >30 m. I forbindelse med råstofindvinding opstår der store faner af sediment i vandfasen, som følge af sedimentspildet forbundet med indvindingen.

Råstofindvinding påvirker kvalitetselementerne bundfauna samt makroalger og ålegræs ved at fjerne eller ødelægge dem i de områder, der er direkte påvirket af udvindingsaktiviteterne. De dybe huller efter stiksugning kan derudover fungere som sedimentfælder for organisk materiale, som omsættes i bunden af hullerne under forbrug af ilt, hvorved der kan opstå iltsvind. Iltsvind hæmmer og evt. helt forhindrer genetablering af dyr og planter i hullerne.

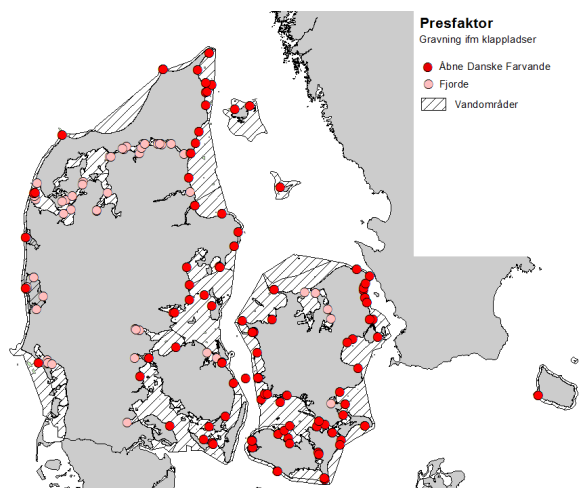


Figur 2.1.1. Råstofvindingsområder i vandområderne, hvor der blev indvundet råstof i perioden 2013-2017. Områderne er repræsenteret ved centroiden af hvert råstofvindingsområde.

Tabet af havbund i forbindelse med råstofvindning har en væsentlig og ofte langvarig effekt – især ved stiksugning. Det areal, som påvirkes væsentligt ved råstofvindning, er meget lille i forhold til arealet af de vandområder, hvor indvindingen foregår. Udlagte arealer varierer i størrelse mellem 0,2-8,4% af vandområdernes areal, men da <5% af det udlagte areal rent faktisk udnyttes vil det være <1% af vandområdernes areal, der påvirkes direkte. I forhold til ålegræs er der maksimalt ca. 1% sammenfald i potentiel arealpåvirkning af ålegræssets udbredelse til grænsen for god og moderat tilstand (5). Råstofvindningen har derudover en midlertidig indvirkning på det lokale økosystem grundet øget sediment i vandet (sedimentfane) og aflejring af sediment på havbunden. En analyse viste, at den forøgede resuspension i forbindelse med råstofvindning er flere størrelsesordner mindre end baggrundskoncentrationen af suspenderet materiale (5). Konklusionen er derfor, at den relative arealpåvirkning inden for vandområderne er ubetydelig i forhold til det samlede areal af de enkelte vandområder (1) og råstofvindning derfor ikke har potentiel væsentlig betydning for kvalitetselementerne og støtteparametrene. Konklusionen er foretaget på baggrund af et datamateriale, der er tilstrækkeligt til at foretage en analyse, selvom den præcise placering af råstofvindningen i de udpegede indvindingsområder ikke altid er kendt.

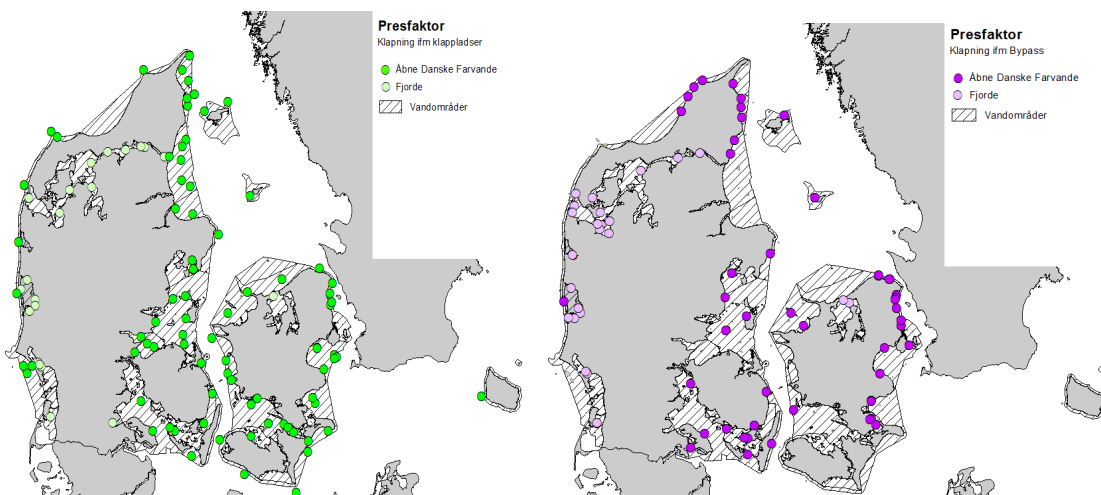
2.2 Gravning, bypass og klapping

Ved graveaktiviteter fjernes bundmateriale fra havbunden hovedsageligt i forbindelse med vedligeholdelse af sejlrender. Ved klapping bortskaffes oprenset materiale fra havne og sejlrender ved deponering på et afgrænset område i havet - en klapplads - og 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.



Figur 2.2.1. Gravning relateret til klapping i vandområderne i perioden 2013-2017. Placeringerne er estimerede, fordi præcis angivelse af positioner for gravningen ikke er tilgængelige.

I forbindelse med graveaktiviteter og den efterfølgende losning af materialet (klapping, bypass, nyttiggørelse) vil der altid være en direkte fysisk påvirkning af havbunden, hvorved bundlevende organismer enten bortgraves eller overlejres af det lossede materiale. Begge dele vil have direkte effekt på kvalitetselementerne ålegræs og makroalger samt bundfauna. Uden for de direkte påvirkede zoner vil der være påvirkning i form af sedimentation af spildt materiale, der spredes udover et større område. Losningen kan derfor give øget turbiditet udenfor losningen, hvilket kan have en række effekter relateret til udskygning, iltforbrug mm. Specielt i forbindelse med klapping kan der endvidere være en kemisk påvirkning, fordi havnesedimenter kan være kontaminerede.



Figur 2.2.2. Klappladser i vandområderne i perioden 2013-2017 og bypass i vandområderne i perioden 2016-2018. Angivelsen af bypass inkluderer også gravning i forbindelse med bypass, da gravningen typisk foregår tæt på bypass-området.

For gravning og losning i forbindelse med klapping 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. Det kan derfor konkluderes, at disse aktiviteter ikke har potentiel væ-

sentlig effekt for kvalitetselementerne på vandområde-niveau, om end der lokalt kan være betydelige effekter. I ét vandområde – 225 Ålbæk Bugt - er der et potentielt sammenfald mellem aktiviteterne og både ålegræssets hovedudbredelse og grænsen mellem god og moderat tilstand på 5-6% af arealet i vandområdet (5). I alle øvrige vandområder er sammenfaldet <3%. Der skal i denne forbindelse tages forbehold for, at der er usikkerheder forbundet med bestemmelse af ålegræssets udbredelse på bassinskala. Som for råstofindvinding kan det antages, at den forøgede resuspension i forbindelse med aktiviteterne er flere størrelsesordner mindre end baggrundskoncentrationen af suspenderet materiale (5). Konklusionen er foretaget på baggrund af et datamateriale, der er tilstrækkeligt til at foretage en analyse, selvom den præcise placering af aktiviteterne i de udpegede områder ikke altid er kendt.

2.3 Stenfiskeri

Ved stenfiskeri er der i indre danske farvande fjernet sten til brug for større konstruktioner som fx havne, broer, kystbeskyttelse, dæmninger mm. Fjernelsen af sten ved stenfiskeri vil uundgåeligt have betydning for forekomsten af makroalger og hårbundsfaunaen i de områder, hvor stenene er fisket, fordi et væsentligt substrat dermed fjernes. Dette skal især ses i lyset af, at stenfiskeriet primært er foregået på lavt vand (<10 m) og derved i den fotiske zone, hvor makroalger har gode vækstbetingelser. Det var endvidere særligt de huledannende rev med store stabile stenforekomster, der var omdrejningspunkt for stenfiskeri. Disse stenforekomster formodes derfor stort set opfisket på de lavere vanddybder ud til 10 m dybdekurven, hvor de kendte én-lagede stenrev i dag dominerer. Stenfiskeriet blev formelt stoppet i 2009, men var reelt stoppet i 1999 og stenfiskeri er derfor ikke en aktuel presfaktor i vandområderne.



Figur 2.3.1. Stenfiskerskibet Asta med last af søsten opfisket med polygrab. Billede fra Fåborg Byhistorisk Arkiv

Vurderet på baggrund af primært optegnelser fra enkelte stenfiskere, der er ekstrapoleret til et estimeret antal stenfiskere i forskellige tidsperioder fra 1900-1999, er der i perioden 1900-1999 fjernet 8,3 mio. m³ grab- og søsten fra primært de kystnære områder ud til max 10 m vanddybde (7). Estimateret er behæftet med usikkerheder. Det kan dog antages, at primært større rev, herunder huledannende rev, har været udnyttet til stenfiskeri. Det kan ligeledes antages, at stenene primært er fjernet på vanddybder <10 m, hvilket gør, at det er i den produktive zone for

makroalger kan estimeres, at der er fjernet levesteder svarende til ca. 55 km² hård bund. Dermed kan stenfiskeriet lokalt, hvor der har været store stenrev, have medført et betydeligt tab af hårdt substrat og dermed potentielt habitat for kvalitetselementet makroalger svarende til en stående biomasse på 15-75.000 t askefri tørvægt. På nationalt plan er det imidlertid ikke sandsynligt, at stenfiskeriet har haft betydende direkte effekt på kvalitetselementet makroalger al den stund, at det kan antages, at kun <5% af hårbundsarealet er blevet opfisket. Det skal dog bemærkes, at ekstrapolationerne er baseret på nogen usikkerhed (7).

2.4 Fysiske konstruktioner

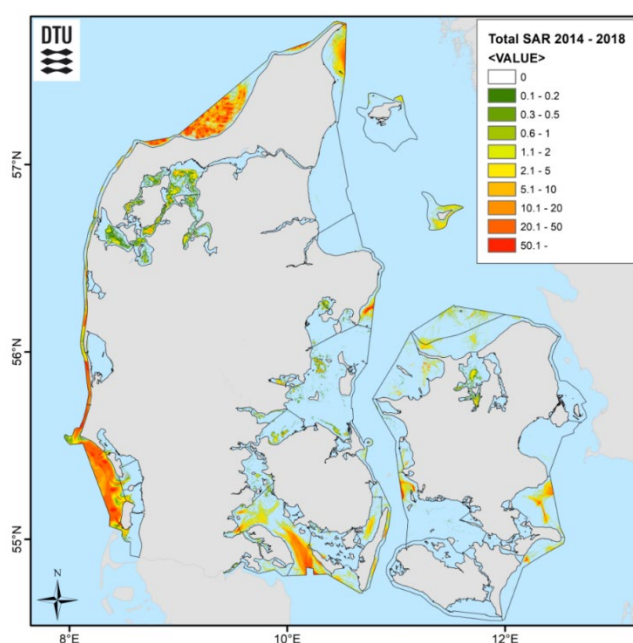
Eksisterende menneskeskabte fysiske konstruktioner – her omfattende havne, sluser, dæmninger, broer, havvindmøller, permanente kabler og rørledninger på havbunden samt kystbeskyttelse (diger, høfder, og lignende) - har to primære påvirkningsmekanismer, når de først er etableret: 1) en habitatmodificerende effekt forårsaget af, at den fysiske konstruktion skaber en ny (kunstig) habitat, som erstatter/tildækker den naturlige habitat på havbunden og 2) en hydrologisk effekt relateret til ændringer i strømforhold, bølgeeksponering, vandudveksling og opholdstid. Begge mekanismer kan potentielt påvirke de "hydromorfologiske kvalitetselementer" (dvs. salinitet, substrattype, strømhastigheder, opholdstid mv.) og derigennem have en effekt på de biologiske kvalitetselementer. Dertil kommer effekter ved anlæg af nye fysiske konstruktioner.

Sluser og dæmninger kan have substantiel effekt på de hydromorfologiske forhold med afledte ændringer i de økologiske forhold på vandområde niveau og kan være direkte årsag til, at et vandområde skifter karakter og derved kan karakteriseres som "stærkt modificeret vandområde" i henhold til VRD (1). Sluser og dæmninger i vandområderne er derfor blevet inddraget som en del af afgrænsningen og definitionen af vandområderne i den reviderede typologi, der skal anvendes i 3. generations vandplaner. Andre typer af fysiske konstruktioner (broer, kystbeskyttelse, havne osv.) kan have lokale hydrologiske effekter, men kan ikke påvises at have indvirkning på kvalitetselementerne på vandområdeniveau (1). Alle fysiske konstruktioner har en habitatmodificerende effekt forårsaget af tilførslen af nyt, kunstigt substrat og tab af naturligt substrat som følge af befæstning. Da de habitatmodificerende effekter er lokale og relateret til selve konstruktionen, vil der som hovedregel ikke være effekter på vandområdeniveau, idet arealet af konstruktionen er ubetydeligt i forhold til vandområdets areal (1). Konklusionen er foretaget på baggrund af et datamateriale, der er tilstrækkeligt til at foretage en analyse.

2.5 Fiskeri

Fiskeri med bundsløbende redskaber kan påvirke fytoplankton, bundfauna samt makroalger og ålegræs både direkte og indirekte. Bundfauna samt makroalger og ålegræs kan blive fjernet eller beskadiget ved den direkte fysiske kontakt med de forskellige komponenter af bundsløbende redskaber. Den fysiske bundkontakt kan også indirekte påvirke kvalitetselementerne ved at ændre deres habitater, herunder forårsage ændringer i havbundens struktur og i de biogeochemiske processer, der er relateret til sedimentets struktur og bundfaunaens ventilation af sedimentet. For både bundsløbende og passive fiskeredskaber gælder, at fangst af større dyr såsom bundlevende fisk, planktivore fisk og filtrerende skaldyr ændrer fødetilgængeligheden og prædationstrykket på bundfaunen og græsningstrykket på zoo- og fytoplankton. Fiskeri kan potentielt også påvirke ålegræsenge og tangskove indirekte ved at reducere mængden af rovfisk og dermed mindske deres regulering af den tilknyttede fauna- og flora i disse områder, hvilket et svensk studie har anskueliggjort (20). Sådanne evt. indirekte påvirkninger er ikke undersøgt i nærværende projekt og er ikke nødvendigvis generelle.

I analyserne af direkte effekter af fiskeri er der kun vurderet effekter af bundsløbende redskaber. Effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber (bundtrawl, bomtrawl, snurrevod og muslinge-skrabere) blev analyseret vha. data indsamlet med systemerne AIS (Automatic Identification System) data, VMS (Vessel Monitoring System) BB (Black Box) samt logbøger i perioden 2014-2018. Der er meget forskellig præcision i angivelse af position for fiskeri mellem de forskellige monitoringsystemer med BB som det mest præcise monitoringsystem, hvorimod der for både AIS og VMS er betydelige usikkerheder forbundet med positionsangivelserne (4, 5). Fiskeri med bundsløbende redskaber foregår i 56 af vandområderne, men med meget forskellig intensitet. Udbredelse og intensitet i perioden 2014-2018 er størst i vandområderne langs den jyske vestkyst, omkring Skagen og i det sydlige Lillebælt men også lokalt i Limfjorden og de indre farvande er der høje intensiteter (figur 2.5.1). I tre vandområder er over halvdelen af vandområdets samlede areal påvirket af fiskeri: Vesterhavet syd (93%), Vesterhavet nord (60%) og Skagerrak (59%). I otte vandområder er den procentvise arealpåvirkning i samme periode fra 20-44%, mens der i resten af områderne er en kumuleret arealpåvirkning fra 2014-18 på <10% af vandområdet.



Figur 2.5.1. Fiskeriintensiteten (SAR) i vandområderne beregnet som femårige frekvenser for redskabspåvirkning af havbunden i kvadrater af 100 x 100 m. Fiskeriintensiteten er estimeret som 'swept area ratios' (SARs) for alle 5 år ved at dele periodens samlede redskabspåvirkning i hvert kvadrat (det kumulerede fodaftryk målt i m²) med arealet af kvadratet (10.000 m²). SAR-værdierne kan derfor tolkes som udtryk for, hvor mange gange havbunden i de enkelte kvadrater er blevet direkte påvirket af fiskeri i perioden fra 2014-2018.

De direkte effekter af fiskeri på bundlevende organismer er blevet analyseret for kvalitetselementerne ålegræs og bundfauna. Det var ikke muligt at lave analyser i forhold til kvalitetselementet makroalger, bl.a. fordi der ikke var en tilgængelig indikator. Til analyserne af effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på ålegræs blev alle data fra AIS, VMS og BB anvendt uagtet deres varierende præcision. Analysen viste overordnet (5), at der var potentielt sammenfald mellem fiskeriaktiviteter og den aktuelle hovedudbredelse af ålegræs i 2. generations vandplaner på mellem 0-16%. Sammenfaldet var imidlertid i langt de fleste områder på <3%, som

blev defineret som værende af marginal betydning for tilstandsvurderingen (5). Udover det maksimale sammenfald i arealer i ét vandområde på 16%, var der i yderligere to vandområder et sammenfald >10% og i otte vandområder et sammenfald på 3-10%. Sammenfaldet i arealer påvirket af fiskeri og den fastsatte dybdegrænse for ålegræs mellem god og moderat tilstand (god-mod grænsen) varierede mellem 0-35% af arealet med 10 vandområder, hvor sammenfaldet i arealer påvirket af fiskeri og god-mod grænsen var >10% og 17 områder, hvor sammenfaldet var 3-10%. Der er forholdsvis stor sikkerhed for datagrundlaget til analysen. Der er for ålegræssets udbredelse tale om generelle dybdegrænser svarende til miljømålet for ålegræs i Vandplan 2015-2021 og ikke faktiske observationer i hele dybdegrænsens geografiske udbredelse.

Til analyse af effekter af fiskeri på bundfauna blev der udelukkende anvendt BB data, dvs. udelukkende data indsamlet i muslingefiskeriet, fordi præcisionen på VMS er for dårlig til at kunne koble fiskeripåvirkningen til de enkelte faunaprøver indsamlet i NOVANA-programmet. Det gav et datasæt på 1669 kombinerede fiskeri og fauna prøver fordelt på 16 vandområder. Den statistiske analyse (generaliserede lineære mixede modeller) af relationen mellem fiskeri (SAR i perioden 2014-18) og bundfauna repræsenteret ved VRD-indikatoren DKI viste, at fiskeriintensitet ikke havde nogen signifikant effekt på DKI, mens dybde, artsantal og individantal i flere modelkørsler havde signifikant effekt på DKI (4). Der er tilstrækkeligt datamateriale til at gennemføre en robust analyse. Selvom analysen viste ingen effekt af fiskeriintensitet på DKI, kan det imidlertid ikke konkluderes, at der generelt ikke er effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfauna, kun at der ikke er en effekt af fiskeriintensitet på DKI.

Indirekte effekter af fiskeri er relateret til resuspension af sediment ved redskabernes kontakt med bunden og kaskadeeffekter af fiskeriets fjernelse af nøglearter. Selvom fiskeri-genereret resuspension er betydeligt større end resuspension fra andre stedspecifikke presfaktorer som råstofindvinding og graveaktiviteter er den størrelsesorden lavere end den naturlige baggrundskoncentration af suspenderet materiale (5). Modellering af kaskadeeffekter af muslingefiskeri med Løgstør Bredning som case study viste, at fiskeri af filtrerende bundorganismer som muslinger kan lede til en mindre forøgelse (<5%) af klorofylkoncentrationen – som følge af reduceret filtrationstryk fra de resterende ikke-fiskede muslinger - afhængigt af muslingernes tæthed og områdets generelle klorofylkoncentration. Konklusionen om begrænset effekt af muslingefiskeri på kvalitetselementet fytoplankton er baseret på et modelstudie fra ét område i Limfjorden og er derfor behæftet med usikkerhed. På baggrund af et review om kaskadeeffekter af fiskeri blev det konkluderet, at overfiskeri af fiskebestande kan have effekter på kvalitetselementet fytoplankton og muligvis på næringsstofkoncentrationer. Denne konklusion bygger ikke på analyse af datamateriale fra vandområderne, og der er ikke analyseret for, i hvilket omfang de aktuelle bestande af fisk i vandområderne er overfiskede.

2.6 Skibstrafik

Skibstrafikken er tæt i de danske farvande. Navnlig i bælteerne og Øresund og langs hele T-ruten er der tæt trafik som indgang til hele Østersøregionen. Skibstrafik kan potentielt påvirke kvalitetselementer og støtteparametre gennem a) kortvarig bølgedannelse, der overstiger baggrundsniveauet for overfladebølger og bølgebrydning og dermed følgende skadevirkninger på bunden og resuspension af materiale; b) hvirveldannelser forårsaget af vandfortrængning, skruerotation eller turbiner på hurtigfærger kan skabe samme typer effekter; c) Skader påført bunden i forbindelse med forankring; og d) Indirekte effekter forårsaget af emissioner fra motorerne og skibene som vektorer for spredning af invasive arter.

På baggrund af den eksisterende viden er der ikke grundlag for at antage, at skibstrafik er en væsentlig presfaktor for kvalitetselementerne i vandområderne (1). Skibstrafik bidrager til eutrofiering, forsurening, udledning af antibegroningsmidler og fysisk forstyrrelse. Desuden spiller skibstrafikken en rolle for spredning af invasive arter. Overordnet peger den etablerede viden imidlertid i retning af, at effekterne af skibstrafik er af mindre betydning på vandområdeniveau og for de fysiske forstyrrelser lokalt omkring havne og sejlrender. Påvirkningsmekanismerne er imidlertid generelt komplekse og effekterne kan ligeledes være komplekse. Der findes data for sejlads i danske farvande i form af AIS (Automatic Identification System) fra 2005. En nærmere analyse af dette meget store datasæt ville kunne bidrage til en mere konkret vurdering af effekter af skibstrafik, men en sådan analyse er ikke blevet gennemført i en samlet prioritering af forventet (mindre) omfang af potentielle effekter af skibstrafik som presfaktor sammenholdt med omfanget af den nødvendige indsats og projektets ressourcer.

2.7 Plastik

Plastikforurening af havmiljøet er siden de første rapporter om plastikforurening for 50 år siden steget eksponentielt og plastik udgør størstedelen af det marine affald med 60-80% (1). Til trods herfor er viden om udbredelsen og effekten af plastik og specielt mikroplastik (<5 mm) på havmiljøet stadigvæk meget begrænset. Marint plastikaffald er den komponent af plastikforureningen som er umiddelbart synlig i havmiljøet og kan påvirke bentiske organismer ved at skygge for lys og vandudskiftning, når plastikmaterialet synker til bunden. Plastikmaterialet kan desuden koloniseres af forskellige organismer og dermed fungere som rev på bunden eller som vektor for spredning af invasive arter, miljøfarlige stoffer og sygdomsfremkaldende organismer. Endelig er plastikaffald en af de væsentligste kilder til mikroplastik i havet. Da mikroplast størrelsesmæssigt overlapper med fødeemner som plankton og sedimentpartikler, er mikroplast tilgængeligt for en lang række organismer lige fra encellet dyreplankton til fiskelarver og muslinger og sedimenttædende bunddyr, der udgør den basale del af havets fødekæder.

Der findes ikke data fra danske vandområder, der viser, at mængden af plastik (både plastikaffald og mikroplastik) er høj nok til at påvirke marine organismers fødeoptagelse, reproduktion eller vækst (1). Datamængden er dog begrænset og primært fra de åbne farvande hvad angår plastikaffald, og det kan dermed ikke udelukkes, at der kan være enkelte lokale tilfælde fra mere urbant påvirkede kystnære områder, hvor affaldsmængderne på havbunden lokalt kan være af større betydning. De dokumenterede forekomster af mikroplast i det marine miljø er langt under de niveauer, som man i laboratoriet har vist kan have effekt på marine organismer såsom planktonorganismer, og der er derfor ingen dokumenteret effekt på kvalitetselementerne eller støtteparametrene (1). Datagrundlaget er meget svagt for indre danske farvande, men der er intet, der indikerer, at et større datamateriale vil lede til anderledes konklusioner.

2.8 Miljøfarlige stoffer

Miljøfarlige stoffer er en fælles betegnelse for adskillige stoffer fra flere forskellige stofgrupper. VRD indeholder en liste med 45 prioriterede kemiske stoffer (14) heriblandt metaller, pesticider, biocider, PAH'er, PCB'er og organotin forbindelser (TBT). Medlemslandene skal dokumentere og rapportere god kemisk tilstand for disse stoffer for hvert vandområde, men denne dokumentation indeholder ikke vurderinger af evt. effekter på kvalitetselementerne. Der er generelt få målinger af stofferne i danske kystnære farvande, men der er mulighed for at modellere og estimere forekomsten af stofferne som grundlag for udarbejdelse af evt. indsatsplaner i relation til VRD.

Miljøfarlige stoffer påvirker kvalitetselementerne og støtteparametrene på forskellige måder. Påvirkningsmekanismerne er specifikke i forhold til stoffernes iboende fysisk/kemiske og toksiske egenskaber samt vandets og sedimentets egenskaber såsom redoxforhold, pH, organisk kulstof i sediment med videre, som betinger biotilgængeligheden og giftighed af stofferne. Under de rette betingelser kan alle stofferne påvirke kvalitetselementerne med direkte toksiske effekter ved tilstrækkeligt høje eksponeringskoncentrationer. Ved lavere eksponeringskoncentrationer kan der forekomme kroniske og langvarige effekter såsom reduceret reproduktion og fotosyntese. Desuden kan miljøfarlige stoffer påvirke funktionen af økosystemet ved indirekte effekter på økosystemet, fx trofiske kaskadeffekter, samt ved blandingseffekter med andre stoffer eller presfaktorer.

For miljøfarlige stoffer udarbejdes der af medlemsstaterne miljøkvalitetskrav (EQS) for de enkelte stoffer eller stofgrupper beregnet for forskellige matricer (fx vand, sediment, biota) og disse kan variere mellem medlemsstaterne. Nogle EQS er med henblik på miljøbeskyttelse andre med henblik på menneskers sundhed, og repræsenterer derfor generelle beskyttelsesniveauer. En analyse af sediment EQS har vist overskridelse i sedimenter fra danske kystvande for flere miljøfarlige stoffer i enkelte eller få vandområder. Overskridelse af sediment EQS-værdier medfører ikke i sig selv en effekt på den økologiske tilstand som defineret af kvalitetselementerne, og der er generelt set kun få dokumenterede effekter ved de koncentrationsniveauer (i sedimentet), der findes i vandområderne. Der er således ikke data fra danske vandområder, der indikerer potentielt væsentlige effekter af miljøfarlige stoffer på kvalitetselementerne (1), på nær for TBT, hvor der potentielt kan være en betydende effekt på bundfauna og hvor der er tilstrækkeligt datamateriale til at foretage konkrete analyser. Imidlertid er TBT under udfasning og der kan konstateres faldende koncentrationer i både sediment og biota. I lyset heraf vil en mere uddybende analyse næppe lede til dokumentation af miljøfarlige stoffer på de marine kvalitetselementer og dermed ikke i sig selv få indflydelse på udarbejdelse af indsatsplaner for den kommende vandplanperiode. Konklusionerne for miljøfarlige stoffer hviler på et meget variabelt datagrundlag afhængig af stofgruppe ligesom alle potentielle påvirkningsmekanismer på kvalitetselementerne ikke er dokumenterede i den videnskabelige litteratur.

2.9 Invasive arter

Ikke-hjemmehørende arter er defineret som arter, der ved hjælp af menneskelig aktivitet findes uden for deres oprindelige/naturlige udbredelsesområde (15). En invasiv art kan defineres som en introduceret art, der enten har spredt sig hastigt i en ny region, hvor den har etableret store bestande, eller har haft "skadelige" effekter på oprindelige arter eller økosystemet. Invasive arter udgør således en delmængde af de ikke-hjemmehørende arter. Det er dokumenteret, at invasive arter generelt kan medføre alvorlige økologiske konsekvenser i de miljøer, der invaderes. I VRD angives ikke-hjemmehørende arter ikke eksplicit som en presfaktor, men inkluderer dem som andre betydende antropogene faktorer, der kan påvirke tilstandsvurderingen, hvis økosystemets struktur og funktion påvirkes betydende (24).

En kvantitativ analyse fra 2016 (16) viser, at der er ca. 85 ikke-hjemmehørende marine arter i Danmark. Arterne omfatter stort set alle større organismegrupper. En lang række af arterne har enten ikke forventelige effekter på kvalitetselementerne eller støtteparametrene, forekommer i så lave tætheder, at de ikke kan forventes at have en betydende effekt eller også er datagrundlaget, der kan afgøre en effekt, ikke tilstede. Derfor er der udvalgt fire arter med flere invasive karaktertræk som hurtig vækst, stort spredningspotentiale, stor konkurrenceevne og robusthed

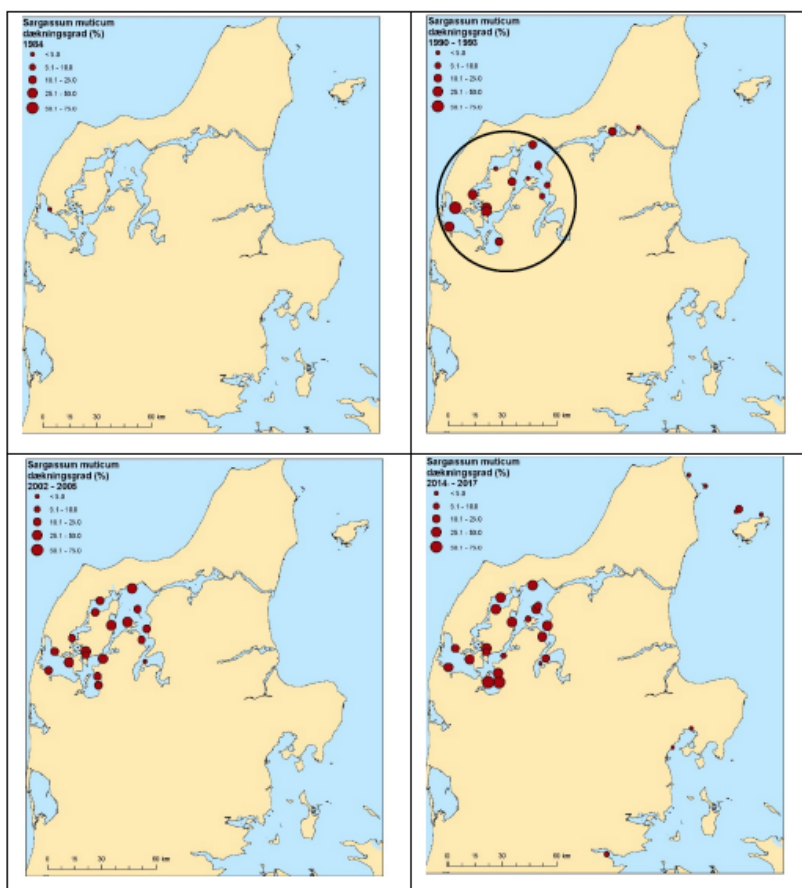
overfor miljøforhold til nærmere analyse. De udvalgte arter repræsenterer de forskellige organismegrupper plankton, makroalger, bentisk fauna og fisk.

Amerikansk ribbegople (*Mnemiopsis leidyi*) lever primært af dyreplankton og fiskeyngel, og da de kan forekomme i meget store tætheder, kan deres samlede fødeoptagelse påvirke hele fødenettet. Når ribbegoplerne spiser dyreplanktonet, reduceres den pelagiske græsning af fytoplankton, hvilket kan lede til øgede fytoplankton biomasser, hvilket videre kan medføre en række biologiske kaskadeeffekter så som reduceret lysmængde (lavere sigtedybde), udskygning af ålegræs og makroalger og iltsvind, der ultimativt vil påvirke bundfaunaens livsvilkår. Det er dokumenteret, at ribbegoplen periodisk hvert år forekommer i store mængder i især Limfjorden, hvor den har stor prædationseffekt på zooplankton og dermed potentielt kan forårsage kaskadeeffekter, som det er påvist, at amerikansk ribbegople kan i andre vandområder. Konsekvenserne af ribbegoplens prædation synes at være størst i eutrofierede områder (1). Et stort problem ved evaluering af ribbegopler og goplers påvirkning generelt er, at de ikke indgår i det nationale overvågningsprogram og aldrig har gjort det. Det betyder, at der ikke findes tidsserier og systematiske undersøgelser af goplernes udbredelse og antal. Med udgangspunkt i de få eksisterende data, der rent faktisk findes i Limfjorden blev der foretaget en analyse (8), som kunne demonstrere sammenhæng mellem forekomster af ribbegoplen og vandlopper, men ikke mellem ribbegoplen og fytoplankton (klorofyl). Analysen viste endvidere, at også hjemmehørende gopler som den almindelige vandmand (*Aurelia aurita*) kan græsse på zooplankton ligesom bentiske filtratorer vil påvirke koncentrationen af fytoplankton og dermed maskere effekten af ribbegoplernes græsning af zooplankton. Det er derfor overvejende sandsynligt, at forekomst af amerikansk ribbegople indtil videre kun har haft mindre betydning for kvalitetselementet fytoplankton.

Butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) er en fastsiddende flerårig makroalge med flere invasive karaktertræk. Siden sargassotang blev introduceret til Nissum Bredning i begyndelsen af 1980'erne, har den bredt sig til resten af Limfjorden, og senere til dele af Kattegat (figur 2.9.1), hvor den især trives i laveksponerede områder. På landsplan er sargassotang den hyppigst forekommende ikke-hjemmehørende makroalge (16). Sargassotang findes især i dybdeintervallet 2-4 m, hvor den kan reducere udbredelsen af andre makroalger bl.a. en række større flerårige brunalger samt etårige grøn- og rødalger (1, 3). Sargassotangs oprette løv reducerer lystilgængeligheden på bunden med op til 97% og er den væsentligste årsag til sargassotangs evne til at udkonkurrere andre makroalger (1).

På baggrund af data fra en række NOVANA-stationer i Limfjorden, hvor der siden 1984 har været observeret sargassotang, er der gennemført en analyse af effekten af sargassotang på kvalitetselementerne makroalger og ålegræs. Analysen viser, at sargassotang hidtil har haft en spredningsrate på gennemsnitligt 7-8 km år⁻¹ i danske farvande og at den forventeligt vil sprede sig yderligere i det kommende årti (3). Sargassotang har en markant påvirkning på det øvrige makroalgensamfund, og specifikt har sargassotang i Limfjorden haft en signifikant negativ indvirkning på arterne savtang og blæretang (3). Disse har dog været i fremgang de senere år, hvor udbredelsen af sargassotang har stabiliseret sig. Den negative effekt på disse mere følsomme arter vil derfor muligvis reduceres på længere sigt. Analysen viser desuden, at sargassotang øger det samlede makroalge-dække via artens eget høje bidrag, og at den overordnede artsrigdom af makroalger forøges. Dog er arternes indbyrdes dominans markant ændret således, at færre arter dominerer det totale makroalge-samfund (3). Betydningen af denne signifi-

kante forandring af makroalgensammensætning for en vurdering af kvalitetselementet makroalgers tilstand er ikke entydig, da der på den ene side ikke er tab af makroalgedække og biodiversitet, men til gengæld er der sket en markant forskydning i dominansforhold, der potentielt kan betyde noget for samfundets stabilitet. Analyse af evt. effekter på ålegræs i Limfjorden viste som tidligere studier fra udlandet, at ålegræs og sargassotang sameksisterer i habitater med blandet bund (hård og blød bund) uden indbyrdes konkurrence (3).



Figur 2.9.1. Udvikling i udbredelse og dækning af sargassotang i danske farvande. Dækningsgraden er opgjort som % af egnet hårdt substrat. Cirklen markerer de 14 stationer med lange tidserier for sargassotang, der er anvendt til analyser (3).

Stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) er en bundlevende filtrerende invertebrat, der desuden anses for at være en "økosystem ingeniør", hvilket vil sige, at den direkte eller indirekte kan ændre, skabe eller ødelægge habitater (1). Især er stillehavsøsters kendt for at skabe tætte sammenhængende rev. Derfor vil invasion af stillehavsøsters potentielt kunne påvirke flere kvalitetselementer gennem habitatændringer (bundfauna, ålegræs og makroalger) eller filtrationstryk (fytoplankton). Der er meget få undersøgelser om effekter af stillehavsøsters på kvalitetselementerne i danske farvande eller områder med lignende forhold, ligesom de udførte studier ikke er foregået på bassinskala, men i forsøgsplots eller laboratoriet. Endvidere er der stort set ikke monitoreret for stillehavsøsters i danske farvande. Med udgangspunkt i det eksisterende datamateriale er det ikke sandsynligt, at der er potentielt væsentlige effekter på kvalitetselementerne på vandområdeniveau, men der kan være lokale effekter på revene (1), som på længere sigt potentielt kan forrykke sammensætningen af de epibentiske samfund, som det fx er sket lokalt i

Vadehavet omkring Rømø (17). Konklusionen er foretaget på baggrund af et datamateriale, der er meget begrænset.

Sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) er en bundlevende fisk, der besidder mange invasive karaktertræk. Sortmundet kutling findes fortrinsvis i fjorde og bugter på sand-, grus- og stenbund, og undertiden også på mudderbund. Fisken er oprindelig en ferskvandsart, der har spredt sig til fortrinsvis lavsaline østlige områder af de indre danske farvande (1, 8). Sortmundet kutling spiser et bredt spektrum af invertebrater og kan derved påvirke kvalitetselementet bundfauna, fx gennem selektive fødepræferencer. Der er et meget begrænset og fortrinsvis kvalitativt datamateriale for udbredelse af sortmundet kutling i danske farvande, som gør det umuligt at lave egentlige kvantitative undersøgelser. Der er foretaget en analyse af potentiel effekt af sortmundet kutling på udvalgte bundfaunaarter med et "før-efter-kontrol-påvirket" design (Before-After-Control-Impact, BACI), hvor der ikke er taget hensyn til tæthed af sortmundet kutling. Analysen kunne overordnet set ikke dokumentere signifikant evidens for en negativ effekt af sortmundet kutling på bundfauna i to udvalgte 'impact' områder, Guldborgsund og Stege Bugt. En del af forklaringen på dette resultat er det relativt begrænsede datagrundlag. Samlet set er der dog ikke grund til at antage, at sortmundet kutling i sig selv har haft en afgørende betydning for udviklingen i kvalitetselementet bundfauna.

2.10 Sedimentændringer

Ændringer i sedimentets C, N, og P puljer sker som følge af ændret tilførsel af organisk stof, nedbrydningshastighed, og transport og omløring af havbundens sediment. Det vil sige, at hvis der ikke sker ændringer i de hydrologiske forhold, så er netto ændringer i sedimentet betinget af ændrede tilførsler og nedbrydningshastigheden af det sedimenterende materiale. Ændringer i tilførsler af organisk stof er i danske farvande primært et resultat af ændret primærproduktion og således koblet til tilførsel af næringsstoffer. Nedbrydningshastigheden påvirkes af sammensætningen af det tilførte organiske stof og den lokale stoftransport ved havbunden, hvor faunaens bioturbation kan spille en væsentlig rolle. Nedbrydningen af det tilførte organiske stof i havbunden frigiver næringsstoffer til vandsøjlen, og disse recirkulerede næringsstoffer vil påvirke vandområderne i form af en "intern næringsstofbelastning". Ændringer i sedimentets puljer af C, N og P påvirker også havbundens indhold af svovlbrinte, havbundens iltoptag fra bundvandet og sedimentets stabilitet, parametre der påvirker benthiske biologiske kvalitetselementer defineret i VRD.

Generelt er der ikke foretaget systematiske analyser af sedimenterne i vandområderne og det er derfor svært at foretage en generel kvantificering af sedimentændringer. Der er således ikke et tilstrækkeligt datagrundlag til at kvantificere ændringer i sedimentkarakteristika på vandområdeniveau. Analyse af data fra de to perioder - 1999-2003 og 2017-2018 - viste imidlertid et signifikant fald i indholdet af organisk materiale og total kvælstof på en station i det Sydfynske Øhav. Udover dette var der ingen signifikante ændringer i sedimentkarakteristika på dybdeintegrerede puljer eller i de enkelte sedimentdybder på andre målte stationer (2).

For at vurdere betydningen af den interne belastning blev der foretaget modellering (2) af sediment-biogeokemien i Århus Bugt over tidsperioder på 40 år. Modelleringen viste, at en reduktion i tilførslen af organisk materiale til sedimentet på 38% leder til et fald over 10 år i den interne N belastning på 40% i sommer- og efterårsperioden. Faldet kan nedsætte væksten af plantep plankton i vandsøjlen i de perioder af året, hvor vandsøjlen primærproduktion især er af-

hængig af interne (recirkulerede) næringsstoffer, dvs. fortrinsvis i sommerperioden. Den primære kilde til N fra sedimentet er ammonium, og det er ændringerne i frigivelsen af ammonium, der driver de kvantitativt vigtigste ændringer i den interne N belastning. Den største påvirkning af den interne belastning sker i løbet af de første 4 år efter ændringer i sedimentpuljerne. De omsættelige organiske stofpuljer er også bestemmende for fosfat-frigivelsen fra sedimentet, der falder i takt med at puljerne omsættes. Samtidig bevirker de ændrede redoxforhold i sedimentet, at puljen af jernbundet fosfat i sedimentet stiger, og hvis denne pulje reduceres i forbindelse med iltsvind, vil det give anledning til periodevis øget frigivelse af fosfat til bundvandet. Sedimentets iltoptag og svovlbrintefrontens dybde ændres umiddelbart og i takt med ændring af organisk stofindhold i sedimentet. Et fald i organisk stofindhold leder til et mindre iltoptag og en dybere position af svovlbrintefronten. Ændringer i sedimentets puljer af organisk stof ændrer redoxforholdene i sedimentet, men modelberegningerne for Århus Bugt viste, at det tager flere årtier (>40 år) før forhold, der væsentligst er styret af redoxkemien, stabiliseres på nye niveauer.

Havbundens flora og fauna påvirkes af sedimentforholdene, og der er en vigtig vekselvirkning mellem sedimentkarakteristika, faunaaktiviteter og bundvegetation. Således har sedimentets svovlbrinteindhold betydning for bundfaunasamfundet gennem direkte toksiske effekter og indirekte effekter på habitatkvaliteten. En analyse (2) viste, at svovlbrintefrontens dybde direkte indvirker på DKI indekset, der beskriver bundfaunaens økologiske tilstand. Påvirkningen kan dokumenteres både i kystnære sedimenter og i åbne farvande. Analysen viste, at ændringer i svovlbrintefrontens dybde har forholdsvis lille indflydelse på bundfaunaens diversitet, så længe ændringen foregår dybt nede i sedimentet. Fx vil en ændring i svovlbrintefrontens position fra 5 cm til 3 cm dybde i åbne farvande lede til en forventet ændring i DKI med 10-20%, mens effekten øges til omkring 50%, hvis svovlbrintefronten ændres fra 3 cm til 1 cm dybde.

Den videnskabelige litteratur dokumenterer en ikke-lineær sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sedimentkarakteristika. Når bestemte tålegrænser overskrides, er der en negativ effekt fra organisk rige sedimenter på ålegræssets dybdegrænse. Det skyldes bl.a. forringede forankringsmuligheder for ålegræsset. Betydningen heraf kan imidlertid ikke kvantificeres på vandområdeniveau, da der ikke findes tilstrækkeligt datagrundlag.

3. Sammenfatning og diskussion

Samlet viser screeningen af den videnskabelige forskningslitteratur (1) og de efterfølgende konkrete analyser (2, 3 4, 5, 7, 8), som har været mulige med data fra danske vandområder, at primært fiskeri og sekundært – og i langt mindre omfang - invasive arter er de pt mest betydende andre presfaktorer på kvalitetselementerne i vandområderne udover tilførsel af næringsstoffer og klimaforandringer. Denne konklusion er dog for nogle af presfaktorerne baseret på et begrænset datagrundlag. Således er der generelt set ikke monitoreret for en række invasive arter og for den bedst monitorerede art – sargassotang – viste analyserne effekter på makroalger. Det kan dermed ikke udelukkes, at et forbedret datagrundlag vil lede til dokumentation af yderligere effekter af fx andre invasive arter. For en række andre potentielle presfaktorer, som fx plastik, skibstrafik og miljøfarlige stoffer, er det derimod ikke sandsynligt, at et forbedret datagrundlag vil lede til, at der kan dokumenteres potentielt væsentlige påvirkninger af kvalitetselementerne på vandområdeniveau af disse. Endelig er der en række presfaktorer – fx råstofindvinding og gravning mm – hvor der er et tilstrækkeligt datagrundlag til at vurdere, at disse ikke medfører betydende effekter på kvalitetselementerne på vandområdeniveau, så længe de fastholdes og forvaltes på det nuværende niveau.

3.1 Fiskeri

Fiskeri med bundsløbende redskaber foregår i knap halvdelen af vandområderne. I langt de fleste (68%) af de fiskeripåvirkede områder udgør den kumulerede påvirkning over 5 år <10% af vandområdets samlede areal (hvoraf en del kan være gentaget påvirkning af samme areal), men for nogle områder er der tale om en massiv fiskeripåvirkning. Det gælder især områderne langs den jyske vestkyst, men der er også en betydelig arealpåvirkning i flere områder i og omkring Kattegat. Det kan uden videre antages, at fiskeri med bundsløbende redskaber kan have en meget betydelig effekt på ålegræs, ikke mindst fordi den forventede regenereringstid for ålegræs er meget lang, hvis først bedene er ødelagte (18). I forhold til ålegræssets aktuelle udbredelse er der 10 områder, hvor der er sammenfald af potentiel væsentlig betydning på vandområdeniveau mellem fiskeriaktiviteter og hovedudbredelsen af ålegræs. Der er i denne konklusion ikke taget højde for, at i en række af de mest belastede fiskeriområder er ålegræssets hovedudbredelse ikke bestemt, det gælder fx den jyske vestkyst, fordi der her ikke kan gro ålegræs, ligesom der ikke er taget højde for, at den anvendte hovedudbredelse allerede kan være kompromitteret af fiskeripåvirkning. For at det sidste skulle være tilfældet, ville det kræve, at NOVANA-transekterne er eller har været påvirkede af fiskeri med bundsløbende redskaber. I en efterfølgende undersøgelse blev fiskeridata inkluderende både black box data og VMS samt AIS data analyseret for sammenfald med ålegræstransekterne i NOVANA-programmet. Af 682 transekter, hvor der monitoreres for ålegræs i NOVANA-programmet, blev der fundet direkte sammenfald af fiskeri og bestemmelse af ålegræssets hovedudbredelse på 2-5 transekter. På yderligere 13 transekter blev der fundet sammenfald mellem fiskeri og bestemmelse af ålegræssets max. dybdeudbredelse. Fiskeripåvirkning af NOVANA-transekterne kan således ikke forventes i betydende grad at have påvirket tilstandsvurderingen. Endelig kommer de usikkerheder, der er forbundet med at anvende en generel dybdegrænse som mål for hovedudbredelsen. Der er således 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. 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 fiskeri og ålegræsudbredelse ikke reelt. Ved at anvende ålegræsudbredelse

modelleret efter fysisk-biologisk potentiale frem for en ren dybdegrænse blev det arealmæssige sammenfald mellem fiskeri og ålegræs således også fundet til at være mindre (5). Dertil kommer de usikkerheder, der er forbundet med analysemetoden og beskrevet i (5). I relation til VRDs målsætninger er der i ca. en fjerdedel af vandområderne sammenfald mellem fiskeri og ålegræssets udbredelse under antagelse om fuldstændig dækning i hele dybdeintervallet ud til grænsen mellem god og moderat miljøtilstand. Dermed kan fiskeri potentielt være en betydende presfaktor i relation til opfyldelse af VRDs målsætninger, om end denne effekt er lokal i den forstand, at den ikke har samme nationale karakter som eutrofiering og indenfor det enkelte påvirkede vandområde ikke nødvendigvis er udbredt til hele vandområdet. Det vil kræve en konkret vurdering i hvert enkelt vandområde, hvordan fiskeri med bundsløbende redskaber potentielt påvirker udbredelsen og hvordan det i givet fald påvirker mål opfyldelse og dermed bliver indsatsbehovet ligeledes lokalt.

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 bundsløbende redskaber i kystområderne har været i tilbagegang i en lang årrække. Der er således valgt en tidsperiode, hvor fiskeriet historisk set har haft et mindre 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 effekter ved reduceret tilførsel af næringsstoffer.

En række andre presfaktorer – råstofindvinding, udgravning af sejlerender, klapning og bypass – har direkte effekter på ålegræs svarende til effekterne af fiskeri med bundsløbende redskaber og ved addering kan de samlede effekter potentielt betyde en endnu større stedspecifik påvirkning af ålegræsset. Det vurderes imidlertid, at addering af presfaktorer kun i 3-5 vandområder reelt ændrer på den samlede påvirkning af ålegræs, da fiskeri med bundsløbende redskaber er den dominerende stedspecifikke presfaktor.

På trods af, at det er veldokumenteret, at fiskeri påvirker bundfaunaen (for referencer, se 1), så kan der i kystnære, eutrofe områder, som er typiske fiskepladser i muslingefiskeriet, ikke dokumenteres signifikante effekter af muslingefiskeriet på indikatoren DKI. Det peger på, at effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber bliver maskeret af andre antropogene presfaktorer, fortrinsvis tilførsel af næringsstoffer, eller at effekterne af fiskeri er sekundære og at ”tekniske udfordringer” - i form af placering og antal af stationer i NOVANA-programmet og benyttelse af DKI som indikator – ikke muliggør detektering af fiskerieffekter. Et nyligt studie omfattende fire Natura2000 områder, hvor der fiskes muslinger, viste således, at ved en geografisk udvidet prøvetagning og inkludering af andre indikatorer end DKI, var det muligt at demonstrere signifikante effekter af fiskeriet på bundfauna om end effekterne ikke var entydige imellem de fire områder og stadig relativt mindre betydende end andre miljømæssige forhold herunder eutrofiering (19).

For indirekte effekter i form af forøget turbiditet og sedimentation som følge af fiskeri med bundsløbende redskaber og andre stedspecifikke presfaktorer kan det generelt set konkluderes, at da den presfaktorskabte forøgede koncentration af suspenderet materiale er størrelsesorden lavere end naturlig resuspension vil effekterne være ubetydelige og kan kun forekomme meget lokalt og også her i begrænset omfang. Selvom projektets analyser af forskelligartede kaskadeeffekter af fiskeri har været meget generelle, ikke har taget højde for specifikke forhold i vandområderne og ikke har inddraget effekter af evt. reduktion i fiskearter, der via kaskadeeffekter

kan stimulere ålegræsset ved at begrænse epifytbevoksningen (20), så er der intet, der tyder på betydende kaskadeeffekter forårsaget af fiskeri i vandområderne. Det er endvidere væsentligt at påpege, at der generelt fanges meget få fisk i vandområderne (21, 22). I det omfang det er udtryk for mangel på større fiskearter, herunder rovfisk, i vandområderne kan der være kaskadeeffekter, der ikke har kunnet dokumenteres. For muslingefiskeriet, der primært finder sted i vandområderne, viste modelstudiet kun begrænsede indirekte effekter af fiskeriet på koncentrationen af klorofyl. Det vil kræve ganske omfattende undersøgelser yderligere at kvalificere denne konklusion.

3.2 Invasive arter

En væsentlig udfordring ved at vurdere betydningen af invasive arter som presfaktor er, at der ikke systematisk monitoreres for invasive arter og at NOVANA ikke er gearet til at dokumentere udbredelse af en lang række af de invasive arter. For de i projektet undersøgte arter gælder specifikt, at der i NOVANA ikke monitoreres for gelatinøst plankton og fisk og at NOVANA stationer ikke ligger, hvor der primært findes stillehavsøsters ligesom selve prøvetagningsmetoden (HAPS med et prøvetagningsareal på 0,0143 m²) ikke repræsentativt kan monitorere for store epibentiske faunaorganismer. Den største gruppe af invasive arter er fytoplanktonarter (16) og da antallet af prøver der bestemmes til art gennem diverse revisioner af programmet er faldet vil det ligeledes være svært at etablere et vidensgrundlag for vurdering af deres effekt.

I det tilfælde, hvor det har været muligt at analysere for effekter af en invasiv art, er NOVANA gearet til at observere arten. Effekterne af invasion af sargassotang er signifikante, men absolut ikke helt entydige. Sargassotang medførte således både øget plantedække og øget artsrigdom om end det skete på bekostning af dække af en række hjemmehørende arter. Klassiske parametre for miljøkvalitet i relation til makroalger er således ikke negativt påvirket og det er derfor tvivlsomt, om en evt. indikator for kvalitetselementet makroalger rent faktisk ville kunne fange effekter af sargassotang. Sargassotang påvirker imidlertid dominansforholdet i makroalgesamfundet, hvilket potentielt kan reducere disse samfunds resiliens. Et tilsvarende mønster i påvirkning kan ses for stillehavsøsters, selvom der endnu mangler tilbundsgående undersøgelser: Ved invasion af stillehavsøsters sker der en forandring af arts sammensætningen, men ikke nødvendigvis en reduktion i artsrigdom. Andre hjemmehørende muslingearter påvirkes, men primært ved at blive færre og mindre – de forsvinder ikke helt og dominansforholdet ændrer sig dramatisk i en banke af stillehavsøsters sammenlignet med området før invasionen eller sammenlignet med muslingebanker (17).

Samlet set kan det imidlertid antages, at invasive arter kun i begrænset omfang vil påvirke kvalitetselementerne og at påvirkningen dels ikke vil være entydigt negativ og at forskellige invasive arter vil have forskellig type påvirkning på kvalitetselementerne. For nogle af de invasive arter vil det endvidere gælde, at deres udbredelse delvist vil være betinget af tilførsel af næringsstoffer. Invasive arter kan således ikke defineres som én samlet presfaktor med entydigt negativ påvirkning af kvalitetselementerne. Beskrivelse af indsatsbehov må derfor bero på lokale forhold herunder aktuelle invasive art(er) og udbredelse. Det skal dog bemærkes, at natur- og miljøforvaltningen i princippet er forpligtet til at bekæmpe invasive arter i Natur2000 områder.

3.3 Andre presfaktorer

Der er meget forskellig grad af dokumentation for de resterende presfaktorer. For stedspecifikke presfaktorer som fysiske konstruktioner (bortset fra dæmninger mm.), råstofindvinding, udgravning af sejlrender, havne mm., klapning og bypass er usikkerhederne primært relateret til den præcise placering af aktiviteterne, der aktuelt er angivet som større områder, der ikke udnyttes fuldt ud. Det kan have medført fejlskøn i vurdering af effekter, specielt i forbindelse med udgravning uden for havne. Der er endvidere usikkerheder forbundet med effekter af sandfodring i kystbeskyttelsen – herunder bypass og nyttiggørelse – idet det ikke er estimeret, hvor det losse materiale ender ved efterfølgende erosion. Endelig er der mulighed for, at betydningen af effekter af nogle af de stedspecifikke presfaktorer på ålegræs er overestimeret som følge af den anvendte metode (se 5). For skibstrafik er det i princippet muligt at lave en mere tilbundsgående vurdering af især de mulige fysiske påvirkninger på havbunden forårsaget af skibstrafik, men det vil kræve en større indsats, end der var ressourcer til i projektet, og vil næppe lede til et markant anderledes resultat. For de resterende presfaktorer er der usikkerheder forbundet med vurdering af evt. effekter på kvalitetselementerne. Uanset datagrundlagets kvalitet viser analyserne, at øvrige presfaktorer (ud over fiskeri og invasive arter) ikke er af potentiel væsentlig betydning på vandområdeniveau. Det skal understreges, at det dermed ikke kan konkluderes, at presfaktorerne ikke påvirker det marine miljø eller kan have betydelige negative effekter lokalt indenfor et vandområde, men i relation til VRD og vandområderne som defineret i 2. generations vandplaner vil der ikke være et dokumenteret indsatsbehov.

Sedimentændringer udgør en særlig presfaktorkategori. Dekaders tilførsler af næringsstoffer har ledt til øget sedimentation i vandområderne og denne forøgede sedimentation har i mange vandområder haft betydelige miljøkonsekvenser i form af fx øget frekvens og udbredelse af iltsvind. Dermed er sedimentændringer i al væsentlighed en presfaktor, der er forårsaget af eutrofiering og som kan anses for at påvirke alle vandområder på nær de mest eksponerede fx langs den jyske vestkyst. Som beskrevet i (2) vil sedimentændringer have effekt på alle kvalitetselementer og støtteparametre i form af ændrede substratbetingelser og intern belastning. Det er imidlertid vanskeligt med den nuværende viden at kvantificere effekterne af ændringerne i sedimentet, fordi der ikke er et datagrundlag om aktuelle eller historiske sedimentforhold på vandområdeniveau på nær for enkelte områder som fx Århus Bugt. I forhold til indsatsplaner i 3. generations vandplaner kan det dog anføres, at kun marine virkemidler vil kunne bruges til at reducere effekterne af den interne belastning.

3.4 Stedspecifikke vs. diffuse presfaktorer

En række presfaktorer som fysiske konstruktioner, råstofindvinding, gravning og efterfølgende losning af materiale samt i vid udstrækning fiskeri med bundslæbende redskaber og skibsfart har stedspecifikke effekter på miljøet. Det er i det punkt, hvor der graves, eller hvor der fiskes, at den primære effekt af presfaktoren forekommer. I andre dele af et vandområde end det berørte, vil der ikke være en effekt af presfaktoren, med mindre det påvirkede areal er meget stort eller nøglehabitater eller nøgleorganismer berøres direkte, så der kan forventes kaskadeeffekter på bassinskala.

Fordi det største miljøproblem i danske vandområder siden 1980'erne har været tilførsler af næringsstoffer, er såvel den marine miljøovervågning som implementeringen af VRD imidlertid indrettet efter diffuse presfaktorer, der påvirker miljøet på bassinskala. Dette "paradigme" for miljøforvaltningen medfører en række implikationer for vurdering af effekter af stedspecifikke pres-

faktorer. Hvor et vandområdes størrelse således vil være af ingen eller mindre betydning i relation til diffuse presfaktorer bliver størrelsen og afgrænsningen af vandområderne vigtige for effekter af stedspecifikke presfaktorer. Alt andet lige vil der således være faldende potentiel effekt af en stedspecifik presfaktor med stigende størrelse af et vandområde. Fx vil presfaktorer relateret til sejltreder som skibstrafik og graveaktivitet for at vedligeholde sejltrederen have større betydning i små vandområder som Randers Inderfjord sammenlignet med betydningen i relativt store vandområder som Ålborg Bugt. Omvendt vil vandudskiftningen i et vandområde have stor betydning for effekten af de fleste diffuse presfaktorer, mens betydningen vil være mindre for effekter af stedspecifikke presfaktorer. En typologi, der er designet til presfaktoren næringsstoffer er således ikke nødvendigvis egnet til stedspecifikke presfaktorer.

I NOVANA-moniteringsprogrammet er placering af stationer og valg af prøvetagningsmetoder ligeledes i høj grad designet til at detektere effekter af tilførsel af næringsstoffer. For ålegræs og makroalger er der placeret transekter i allerede kendte forekomster og der er ikke nødvendigvis en jævn fordeling over hele vandområdet. Stationer til bestemmelse af bundfauna er generelt placeret centralt i naturlige bassiner inden for vandområderne og prøverne tages med en HAPS, der ikke inkluderer større epifaunale eller mobile arter. Dermed er der et potentielt mismatch mellem prøvetagningen og de stedspecifikke presfaktorer, som gør det sværere at detektere effekterne af disse.

Endelig er kriterierne for målopfyldelse defineret ved en variabel procentuel afvigelse af estimeret referencetilstand af indikatorerne for blomsterplanter (ålegræs), fytoplankton og bundfauna. For ålegræs er indikatoren beregnet ud fra observerede dybdegrænser for hovedudbredelsen. Vurdering af målopfyldelse kommer således til at bero på ganske få transekter inden for et vandområde med i princippet gode betingelser for ålegræs. Det giver ikke nødvendigvis et retvisende billede af reel mulig ålegræsforekomst i et vandområde, heller ikke i en miljøtilstand upåvirket af antropogent stress. Derudover gives der ikke mål for, hvor store dele af et vandområde stedspecifikke presfaktorer kan påvirke ålegræsset og stadig sikre reel, men altså ikke formel målopfyldelse, fx ved at påvirke mindre dele af ålegræssets geografiske udbredelse indenfor dybdegrænsen for god økologisk tilstand. Der er i projektet anvendt en grænse på 3% af vandområdet som kritisk for potentiel væsentlig betydning, men denne grænse er ikke baseret på egentlige analyser eller refererer til internationale standarder. For bundfauna anvendes indikatoren DKI, som dels i projektet, dels i andre undersøgelser (23), er vist at være mindre sensitiv over for effekter af fiskeri og som derfor måske ikke repræsenterer de reelle effekter af denne presfaktor. Som for ålegræs kan der endvidere argumenteres for, at der kan ske total udryddelse af bundfaunaen i dele af et vandområde uden at det nødvendigvis vil påvirke bundfaunaens generelle tilstand i hele vandområdet, men at der ikke er fastsat størrelsesordner for, hvor stor en del af vandområdets bundfauna, der kan påvirkes uden, at bundfaunaens økologiske betydning i vandområdet kompromitteres.

Samlet set er den danske implementering af VRD og den tilhørende overvågning således ikke egnet til retvisende at detektere effekter af stedspecifikke presfaktorer og deres betydning for målopfyldelse. Det indebærer på den ene side muligheder for overimplementering jf. ålegræssets reelle udbredelse, men kan også indebære risiko for, at vandområder formelt set opnår god økologisk tilstand selvom der er (for) store effekter af stedspecifikke presfaktorer.

3.5 Kumulering af presfaktorer

Der er i projektet taget udgangspunkt i dels dokumenterede påvirkningsmekanismer for enkelte presfaktorer på individuelle kvalitetselementer som defineret i VRD, dels om effekterne er af væsentlig betydning på vandområdeniveau. Præmissen er således, at tilstedeværelse af en presfaktor ikke i sig selv er nok til at forvente en effekt på kvalitetselementerne. Der er heller ikke tale om en overordnet økosystembaseret analyse af presfaktorernes betydning, ligesom presfaktorerne kan have effekter på andre parametre fx havpattedyr eller fugle, uden at dette er medtaget i undersøgelsen. Mangel på dokumenterede påvirkningsmekanismer i forhold til kvalitetselementerne, er derfor ikke ensbetydende med, at en presfaktor frikendes generelt for påvirkning af det marine miljø. Der er heller ikke taget stilling til om kumulering af flere i princippet ubetydelige presfaktorer samlet set vil have en negativ effekt. I (5) har vi foretaget en simpel addering af presfaktorer med ensartede direkte og indirekte effekter på ålegræs. Analysen viste, at adderingen ikke ændrede på den samlede vurdering, fordi fiskeri med bundslæbende redskaber var den dominerende presfaktor og selv addering af de øvrige presfaktorer minus fiskeri sjældent ledte til en samlet kritisk effekt. Men dette var simpel addering af ensartede effekter og ikke kumulering af effekter med forskelligartede påvirkningsmekanismer.

Ved en kumulering af flere presfaktorer med meget forskelligartede påvirkningsmekanismer bør der som udgangspunkt også inddrages andre miljøvariable som fx saltholdighed og temperatur som kan påvirke effekten af den enkelte presfaktor (1). Sammenstilling af fx øget temperatur, forsurening, eutrofiering, invasive arter og miljøfremmede stoffer kan ikke forventes kun at medføre additive effekter, men vil omfatte synergistiske, antagonistiske eller dominante effekter. En samlet vurdering af presfaktorer kan derfor ikke udelukkende foregå ved overvejning af kortlag, som viser intensiteten af hver presfaktor og antagelser om miljøets følsomhed. Kortlægningsøvelser som fx Delphi-metoden eller CUMULEO (6) kan identificere områder, hvor der af forvaltningsmæssige årsager bør være en særlig opmærksomhed på miljøtilstanden. Men kortlægningen kan ikke i sig selv sige noget om effekterne af presfaktorerne på miljøet, rangordne deres faktiske betydning eller sige noget om de samlede effekter. Og dermed kan de heller ikke bruges til at definere indsatsbehov i det omfang, et givent vandområde ikke lever op til målsætningerne for god økologisk tilstand. I det omfang, der foreligger observationer af tilstrækkelig kvalitet, kan metoder som maskinlæring samt statistiske, Bayesianske og mekanistiske modeller påvise sammenhænge mellem presfaktorer og miljøtilstand, som gør det muligt at bestemme referencepunkter for miljøpåvirkning inden for de intervaller af presfaktorværdier og miljøtilstande, der er observeret og repræsenteret i datagrundlaget, også selvom der foreligger kumulerede effekter. Et gennemgående træk ved disse metoder er, at de enten fordrer store datamængder og/eller dokumenteret procesviden. Det medfører, at der til fastlæggelse af indsatsbehov for flere presfaktorer, der interagerer på en måde, der ikke er simpelt additiv, er begrænsede muligheder for solide analyser på grund af mangel på tilstrækkelig mængde data og/eller viden.

4. Videnshuller og anbefalinger

For nogle presfaktorer som plastik og miljøfremmede stoffer er der et meget mangelfuldt videns- og datagrundlag i relation til VRD og effekter på kvalitetselementerne. Forskning i effekter af plastik er i stærk vækst, men det er ikke sandsynligt, at det hermed forbedrede vidensgrundlag vil have betydning for indsatsbehovet i relation til 3. generations vandplaner. For de miljøfarlige stoffer skal der fx i VRD fastsættes kriterier for god kemisk tilstand for en lang række prioriterede stoffer bl.a. baseret på toksikologiske undersøgelser. Det vurderes derfor, at heller ikke i denne sammenhæng vil et forbedret videns- og datagrundlag have betydning for indsatsbehov.

For en række stedspecifikke presfaktorer - undtagen fiskeri med bundslæbende redskaber - har analyserne vist effekter af primært lokal betydning og i ikke væsentlig grad på vandområdeniveau. Der er for de fleste af disse presfaktorer endvidere et ganske betydeligt datagrundlag. Imidlertid er der nogle usikkerheder i datagrundlaget, som knytter sig til lokalisering af den faktiske aktivitet, fordi det ikke er oplyst hvor præcist aktiviteten finder sted indenfor det område, der er givet tilladelse til. Præcis placering vil være af stigende betydning især i takt med, at målsætningerne i VRD opfyldes, og allerede nu for aktiviteter som udgravning af sejlrender, der potentielt kan foregå tæt på ålegræsforekomster. Løsninger, som relativt simpelt kan øge præcisionen af aktiviteterne, kan være systemer, der er sammenlignelige med black box systemet på muslingefartøjer. Her kombineres højfrekvente positionsangivelser med sensorer koblet til bådenes hydraulik. Tilsvarende løsninger må kunne tilpasses fx graveaktiviteter, råstofsugere eller losning. Med forventet stigende behov for kystsikring i relation til klimaforandringer vil der endvidere være et behov for mere viden og bedre datagrundlag for omfang og præcis placering af bypass og nyttiggørelse af udgravet sediment, dels viden om, hvor materialet over tid vil blive flyttet hen. Det er sandsynligt, at en del af materialet vil ende i områder med øget sedimentation, fx ålegræsbede. Kystsikring og etablering af diger mm. kan i det hele taget forventes at øge i omfang og vil give anledning til behov for vurderinger af effekter på kvalitetselementerne.

For fiskeri er der ligeledes et omfattende datagrundlag, men usikkerheden på VMS (hvor positionen kun registreres én gang i timen og kun for fartøjer over 12 m. længde) begrænser anvendelsen af dele af datamaterialet. En mere udbredt anvendelse af black box, fx gældende for alt fiskeri med bundslæbende redskaber i vandområderne, vil øge sikkerheden på vurdering af den faktiske påvirkning og vil kunne gøre det nemmere at kontrollere, at fiskeriet ikke kompromitterer fx ålegræssets udbredelse. Endvidere er der behov for bedre analyser af effekter af fiskeriet på bundfauna både i form af andre indeks til at estimere effekter, dels analyser i de områder, som ikke er omfattet af nærværende projekt, fx i de områder hvor fiskeriintensiteten er størst.

Generelt er der for de stedspecifikke presfaktorer behov for et nyt paradigme for detektering og vurderinger af effekter og kriterier for målopfyldelse, der matcher karakteren af effekterne som værende lokale, herunder definitioner af hvor store arealer, der kan påvirkes af presfaktorerne uden at det kan anses for at være af potentiel væsentlig betydning på vandområdeniveau. I den forbindelse henledes opmærksomheden på muslinge- og østerspolitikken, som er et første forsøg på et sådant paradigme for Natura2000 områder i relation til muslingefiskeri.

I relation til marine invasive arter er der mangel på viden om udbredelse af en hel del arter, der potentielt kan påvirke kvalitetselementerne. I relation til overvågning og forvaltning af den ma-

riner natur ville det endvidere være formålstjenligt med en mere dækkende overvågning af invasive arter. De foreløbige analyser indikerer dog ikke, at øget viden ville have medført beskrivelse af indsatsbehov i 3. generations vandplaner. Ved betydelige effekter af en invasiv art mangler der imidlertid beskrivelser af potentielle virkemidler. For fastsiddende makrofauna eller makroalge organismer samt fiskearter kan disse fjernes/fiskes, så udbredelsen kan reduceres. Dette vil endvidere potentielt kunne bidrage med bæredygtige proteinkilder. For planktoniske arter vil dette være mere problematisk. Under alle omstændigheder mangler der virkemidler og dokumentation herfor.

Endelig i relation til sedimentændringer mangler der kvantitative feltdata, der viser hvordan udviklingen i intern belastning forløber efter/under en reduktion af næringsstofbelastningen. Sådanne data vil kunne underbygge modelberegningerne vist i (2). I Danmark har vi en unik mulighed for at producere disse data, fordi der for 20 år siden blev gennemførte en omfattende serie målinger af bl.a. N og P fluxe i forskellige fjorde under NOVANA-programmet. Ved at genbesøge disse målestationer vil man kunne få et mål for, hvordan fluxene af næringsstoffer i disse områder har ændret sig i løbet af de sidste 20 år. I forhold til effekt på bundfauna mangler der en bedre forståelse for tilbagekoblingsmekanismer mellem bundfauna og svovlbrintefronten, som har vist sig at have stor betydning for bundfaunaen i relation til sedimentforhold. Måling af svovlbrintefrontens dybde foretages meget enkelt med en lille sølvplade og kan relativt nemt implementeres i eksisterende programmer. For ålegræs vil en udvidet kortlægning af sedimentforhold i relation til ålegræs re-kolonisering kunne forbedre eksisterende ålegræsmodeller og dokumentere om eksempelvis det organiske indhold/vandindholdet ligger over tærskelværdien for ålegræssets sedimentkrav og dermed forhindrer ålegræssets udbredelse.

Referencer

1. 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.
2. Høgslund S, Carstensen J, Krause-Jensen D & Hansen JLS 2019. Sammenhænge i det marine miljø – betydning af sedimentændringer. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 323
3. Stæhr PA, Nielsen MM, Göke & Petersen JK 2019. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua Rapport 353-2019.
4. Petersen JK, Brooks ME, Dinesen GE, Eigaard OR, Maar M, Olsen J & Saurel C 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af fiskeri på de marine kvalitetselementer bundfauna og fytoplankton. DTU Aqua-rapport nr. 358-2020.
5. Petersen JK, Brooks ME, Edelvang K, Eigaard OR, Göke C, Hansen FT, Kuhn J, Mohn C, Maar M, Olsen J, Rollan AP, Stæhr PA & Svendsen JC 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. DTU Aqua-rapport nr.361-2020.
6. Petersen JK, Borum J, Flindt M, Gislason H, Høgslund S, Middelboe AL & Timmermann K 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer –vurdering af metoder til at kumulere effekter af flere presfaktorer i marine områder. DTU Aqua-rapport nr. 359-2020.
7. Helmig SA, Nielsen MM & Petersen JK 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer –vurdering af omfanget af stenfiskeri i kystnære marine områder. DTU Aqua-rapport nr. 360-2020.
8. Petersen JK, Behrens J, van Deurs M, Dinesen G, Jaspers C, Møller LF & Plet-Hansen KS 2020. Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer –vurdering af effekter af de invasive arter amerikansk ribbegøle og sortmundet kutling. DTU Aqua-rapport nr. 365-2020.
9. Oesterwind D, Rau R & Zaiko A 2016. Drivers and pressures – Untangling the terms commonly used in marine science and policy. *Journal of Environmental Management* 181: 8-15.
10. Anon. 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Strategy (2000/60/EC). Guidance Document No 3. Analysis of pressures and impacts. European Communities ISBN 92-894-5123-8.
11. Erichsen AC (ed.), Timmermann K (ed.), Christensen JPA, Kaas H, Markager S & Møhlenberg F 2017. Development of models and methods to support the establishment of Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience & DHI, 191 pp https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Oevrige_udgivelser/RBMP_models_sd_2017__002_.pdf.
12. Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr PA & Timmermann K 2016. Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: a holistic ecosystem approach. *Estuaries and Coasts* 39(1): 82-97.

13. Implement Consulting Group 2017. International evaluation of the Danish marine models. 19 sept. 2017 https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Nyheder/Bilag_1_Evalueringsrapport_om_de_danske_kvaelstofmodeller__10._oktober_2017-2.pdf.
14. EU (2000). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>.
15. IUCN (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. Fifth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Nairobi, Kenya 15-26 May 2000.
16. Stæhr PA, Jakobsen HH, Hansen JLS, Andersen P, Storr-Paulsen M, Christensen J, Lundsteen S, Göke C & Carausu M.-C. (2016). Trends in records and contribution of nonindigenous species (NIS) to biotic communities in Danish marine waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 44 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 179 <https://dce2.au.dk/pub/SR179.pdf>.
17. Nielsen P, Geitner K, Jakobsen J, Köppl CJ & Petersen JK 2018. Fagligt grundlag for forvaltningsplan af bæredygtige fiskerier af muslinger og østers i Vadehavet. DTU Aqua Rapport 334-2018.
18. Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT & Hofman RJ (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205-232.
19. McLaverty C, Eigaard OR, Dinesen G, Gislason H, Kokkalis A, Erichsen A & Petersen JK 2020. Local and regional effects of bivalve dredging on benthic macrofauna in a eutrophic estuarine system. *Marine Ecology Progress Series* accepted.
20. Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksness P-O & Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53: 1138-1147.
21. Støttrup JG, Lund HS, Kindt-Larsen L, Egekvist J, Munk P & Stenberg C (2014). KYSTFISK I. Kortlægning af de kystnære fiskebestandes udvikling på basis af fiskernes egne observationer i perioden fra 1980'erne til 2013. DTU Aqua rapport nr. 278-2014.
22. Dinesen GE, Neuenfeldt S, Kokkalis A, Lehman A, Egekvist J, Kristensen K, Munk P, Hüseyin K & Støttrup JG (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *Journal of Coastal Conservation* 23 (5): 943-958.
23. Gislason H, Bastardie F, Dinesen GE, Egekvist J & Eigaard OR (2017). Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological indicators*, 82, 260-270.
24. Anon. 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Strategy (2000/60/EC). Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. European Communities ISBN 92-894-5125-4.

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk