



Menneskeskabte påvirkninger af havet – Andre presfaktorer end kvælstof og klimaforandringer

Petersen, Jens Kjerulf; Holm, Andrea-Pil Sussie; Christensen, Asbjørn; Krekoukiotis, Dionysios; Jakobsen, Hans; Sanderson, Hans; Andreasen, Heidi; Gislason, Henrik; Strand, Jakob; Behrens, Jane; Hansen, Jens Würgler; Svendsen, Jon Christian; Timmermann, Karen; Møller, Lene Friis; Bach, Lis; Larsen, Martin Mørk; Zrust, Martina Olga; Nielsen, Mette Møller; Eigaard, Ole Ritzau; Nielsen, Pernille; Stæhr, Peter Anton; Høgslund, Signe; Nielsen, Torkel Gissel

Publication date:
2018

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Petersen, J. K. (red.), Holm, A-P. S., Christensen, A., Krekoukiotis, D., Jakobsen, H., Sanderson, H., ... Nielsen, T. G. (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet – Andre presfaktorer end kvælstof og klimaforandringer. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport, Nr. 336-2018

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Menneskeskabte påvirkninger af havet - Andre presfaktorer end kvælstof og klimaforandringer



DTU Aqua-rapport nr. 336-2018
Af Jens Kjerulf Petersen (red.)

Menneskeskabte påvirkninger af havet - Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer

DTU Aqua-rapport nr. 336-2018

Af Jens Kjerulf Petersen¹ (red.), Andrea-Pil Sussie Holm¹, Asbjørn Christensen¹, Dionysios Krekoutiotis¹, Hans Jakobsen², Hans Sanderson³, Heidi Andreasen¹, Henrik Gislason¹, Jakob Strand², Jane Behrens¹, Jens Würgler Hansen², Jon Christian Svendsen¹, Karen Timmermann², Lene Friis Møller¹, Lis Bach², Martin Mørk Larsen², Martina Zrust¹, Mette Møller Nielsen¹, Ole Ritzau Eigaard¹, Pernille Nielsen¹, Peter Anton Stæhr², Signe Høgslund² og Torkel Gissel Nielsen¹

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

² Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

³ Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Kolofon

- Titel: Menneskeskabte påvirkninger af havet – Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer
- Forfattere: Jens Kjerulf Petersen¹ (red.), Andrea-Pil Sussie Holm¹, Asbjørn Christensen¹, Dionysios Krekoutiotis¹, Hans Jakobsen², Hans Sanderson³, Heidi Andreasen¹, Henrik Gislason¹, Jakob Strand², Jane Behrens¹, Jens Würbler Hansen², Jon Christian Svendsen¹, Karen Timmermann², Lene Friis Møller¹, Lis Bach², Martin Mørk Larsen², Martina Zrust¹, Mette Møller Nielsen¹, Ole Ritzau Eigaard¹, Pernille Nielsen¹, Peter Anton Stæhr², Signe Høgslund², Torkel Gissel Nielsen¹
- ¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet
² Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
³ Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
- DTU Aqua-rapport nr.: 336-2018
- År: November 2018
- Reference: Petersen, J.K. (red) (2018). Menneskeskabte påvirkninger af havet:– Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer. DTU Aqua-rapport nr. 336-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 118 pp. + bilag.
- Udgivet af: Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
- Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer
- ISSN: 1395-8216
- ISBN: 978-87-7481-258-6

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, og at det skal vurderes, hvor påvirkelig vandområdene 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 – der kan påvirke den økologiske tilstand i de marine vandområder, jf. Vandrammedirektivet. Resultaterne skal inddrages i Vandområdeplan 2021-2027.

Denne rapport er første resultat af et projekt om andre marine presfaktorer 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 har her identificeret relevante presfaktorer i det kystnære marine miljø, beskrevet hver presfaktors påvirkningsmekanisme(r) og i det omfang, det har været muligt givet en vurdering af de enkelte vandområders følsomhed overfor presfaktoren. Endelig har vi forholdt os til et evt. datagrundlag for videre analyser. Rapporten er udelukkende baseret på eksisterende videnskabelige undersøgelser og der er ikke gennemført selvstændige, nye undersøgelser i projektet.

I projektet er der planlagt gennemførelse af mere detaljerede analyser af udvalgte presfaktorer blandt andet i afhængighed af anbefalingerne i denne rapport. Projektet er ledet af Jens Kjerulf Petersen, DTU Aqua i samarbejde med en styregruppe bestående af Anna Rindorf og Henrik Gislason fra DTU Aqua og Karen Timmermann, Signe Høgs-lund, Jens Würgler Hansen og Henrik Fossing fra AU BIOS.

Vi takker Colin Stedmon, Grete Dinesen, Jørgen L.S. Hansen, Peter Grønkjær, Dorte Krause-Jensen, Torben Vang og Marie Maar for værdifulde input til tidligere versioner af dele af denne rapport.

Jørgen Dalskov DTU Aqua og Anja Skjoldborg Hansen DCE har kvalitetssikret denne rapport.

Nykøbing Mors, november 2018

Indhold

FORORD.....	3
SUMMARY	5
1. INDLEDNING: DEFINITIONER OG AFGRÆNSNINGER	7
2. RÅSTOFINDVINDING.....	14
3. KLAPNING OG GRAVEAKTIVITET	21
4. FYSISKE KONSTRUKTIONER.....	34
5. FISKERI	43
6. SKIBSTRAFIK.....	54
7. PLASTIK.....	59
8. MILJØFARLIGE STOFFER.....	68
9. INVASIVE ARTER.....	78
10. AMERIKANSK RIBBEGOPLE	83
11. BUTBLÆRET SARGASSOTANG.....	90
12. STILLEHAVSØSTERS.....	98
13. SORTMUNDET KUTLING	106
14. SAMMENFATNING OG DISKUSSION.....	112
BILAG A. REVIEW PROTOKOLLER	119

Summary

According to the EU Water Framework Directive (WFD) coastal marine waters have to achieve good ecological state. In order to reach the goal, member states have to analyse their coastal waters and identify pressure factors that may prevent achievement of good ecological state. This is done in water plan cycles where analysis of state of the water bodies according to WFD lead to water plans aiming at addressing pressure factors preventing the water bodies from achieving good ecological state. In previously water plans, focus has been on the pressure factor nutrient run-off, i.e. nitrogen (N) and phosphorous (P), but other pressure factors may influence the ecological state of the coastal environment.

In this project we have identified a number of anthropogenic pressure factors other than nutrient run-off and climate change potentially affecting the coastal environment: Sand and gravel extraction, dredging of shipping lanes and harbours and clipping of the dredged material, physical constructions (sluices/dams, off-shore windmill farms, harbours, coastal protection, bridges and underwater cables), fishery, shipping, plastic waste incl. micro plastics, hazardous substances (metals, pesticides, biocides, PAH's, PCB's, TBT) and non-indigenous species (NIS). Of the 63 NIS found in Danish waters according to the national marine monitoring programme (NOVANA), we have selected 4 representative species that all have spread to a broad range of Danish waters, have invasive traits and belong to different phyla: comb jelly *Mnemiopsis leidyi*, Japanes wireweed *Sargassum muticum*, Pacific oyster *Crassostrea gigas* and round goby *Neogobius melanostomus*.

In order to analyse potential effects of the identified pressure factors on the coastal water bodies as defined in the WFD, we have used a stepwise approach: i) Identification of documented effect of the pressure factor on the WFD quality elements (phytoplankton, benthic fauna, angiosperms/eelgrass and macro algae) and/or the WFD supportive elements (Secchi depth, oxygen depletion) using structured reviews of the scientific literature; ii) Documented effects are assessed in relation to impact at the level of entire water bodies, i.e. if the pressure factor in Danish water bodies is of an extent that can be expected to affect the quality elements and/or supportive elements significantly on the level of entire water bodies; iii) Identify available data of the pressure factor and assess if the data are sufficient to analyse the potential impact of the pressure factor on the quality elements and/or supportive elements; iv) Conclusions with recommendation if further analysis should be included in relation to 3rd generation water plans according to WFD. In the conclusion, each pressure factor has been ranked according to following scale:

1. No effect of the pressure factor on the quality elements and/or supportive elements is documented in the scientific literature.
2. Potential effect(s) of the pressure factor on quality elements and/or supportive elements has been documented but the effect(s) cannot be expected to have potential significant impact at the level of entire water bodies.

3. Potential effect(s) of the pressure factor on quality elements and/or supportive elements has been documented and can be expected to have potential significant impact at the level of entire water bodies but there is not sufficient data to demonstrate the potential impact or quantify it.
4. Potential effect(s) of the pressure factor on quality elements and/or supportive elements has been documented and can be expected to have potential significant impact at the level of entire water bodies with expectedly sufficient data to demonstrate the potential impact and quantify it in few Danish water bodies (<10).
5. As 4, but for several water bodies.

Based on this ranking method, only pressure factors ranked 4 or 5 is recommended to be included in preparations for 3rd generation water plans.

The analysis documented effects of all the pressure factors reviewed on at least one of the quality elements. A documented effect could not be identified (ranking: 1) in 27% of the combinations pressure factor and quality element. In 61% of the potential combinations, effects of the pressure factors on one or more quality elements could be documented but it was assessed that the potential effect will not be significant on the level of entire water bodies (ranking: 2). Pressure factors sluices, dredging in shipping lanes, fishery, TBT, *Sargassum muticum*, *Mnemiopsis leidyi* and *Neogobius melanostomus* were identified as having a potential significant impact on one or more quality elements and/or supportive elements at the level of entire water bodies. However, there is not sufficient data to actually demonstrate and quantify the potential impact (ranking: 3) in relevant water bodies of the NIS *Mnemiopsis leidyi* and *Neogobius melanostomus*. TBT received a ranking 4 for the quality element benthic fauna but has been phased out and concentrations in Danish water bodies are declining. It is thus not recommended to analyse TBT in relation to implementation of 3rd generation water plans. Sluices and dams have documented effects on all quality elements with expectedly sufficient data to demonstrate the potential effects in several water bodies (ranking: 5). Fishery have documented effects on the quality elements benthic fauna, macroalgae and angiosperms/eelgrass with expectedly sufficient data to demonstrate potential effects in several water bodies. Dredging of sediment material in shipping lanes or harbours had documented effects on angiosperms/eelgrass, macro algae and benthic fauna and can be expected to have potential significant impact in few Danish water bodies.

In conclusion, it is based on the results of the presented reviews recommended that sluices/dams, fishery and dredging operations is included in more detailed and specific analysis of their impact on the quality elements and/or the supportive elements.

1. Indledning: Definitioner og afgrænsninger

Det er i EU's vandrammedirektiv (VRD) udtrykkeligt defineret, 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 og opbevares 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.

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 [1]. Aktiviteterne kan både være landbaserede (fx landbrug og industri) eller vandbaserede (fx skibstrafik og råstofindvinding). Tilførsler og fraførsler afledt af aktiviteterne kan fx omhandle næringsstoffer og miljøfarlige stoffer. Presfaktorerne kan påvirke miljøtilstanden ved at forårsage strukturelle og funktionelle ændringer, såsom ændring af habitater og artssammensætning. I dette review er begrebet presfaktor anvendt i en fortolkning, hvor både aktiviteter (fx skibstrafik) og tilførsel (fx invasive arter) indgår.

I både første (2009-15) og anden (2015-21) generations vandområdeplaner 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 næringsstofferne kvælstof og fosfor, hvoraf kvælstof har størst betydning. Den faglige dokumentation udgøres bl.a. af det marine modelkompleks [2] og de øvrige forskningsbaserede udrædninger, som ligger til grund for anden generations vandområdeplaner (se fx [3] og referencer heri). I en evaluering af de kvælstofmodeller, der blev brugt i anden generations vandområdeplaner, 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 [4]. Evalueringspanelet konkluderede dog yderligere, 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.

Ud over næringsstoffer findes der en række andre presfaktorer, som kan have betydning for tilstanden i det marine miljø. Der findes imidlertid ikke en samlet vurdering og fremstilling af betydningen af disse presfaktorer for miljøtilstanden i de danske områdeplaner for kystvandene jf. VRD. Desuden er den eksisterende viden om de enkelte presfaktorer og deres potentielle effekt på miljøtilstanden, samt de eventuelle interaktioner

mellem presfaktorenes effekter på miljøtilstanden, aldrig blevet hverken samlet eller kvantificeret. På den baggrund har Miljøstyrelsen ønsket at igangsætte en opsummering af den forskningsbaserede viden om andre marine presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer, der kan påvirke den økologiske tilstand i kystvandene.

1.1 Valg af presfaktorer

I strategien for EU's fælles implementering af VRD bliver det i retningslinjerne herfor [5] fastslået, at presfaktorer i denne kontekst er defineret som antropogene. Det har som konsekvens, at evt. ubalancer i økosystemerne i form af fx meget store forekomster af strandkrabber, søstjerner, muslinger eller ikke-fasthæftede opportunistiske makroalger ikke er en selvstændig presfaktor. 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 til nød et udtryk for naturlige fluktuationer i bestande, og ikke i sig selv en antropogen presfaktor.

For at bestemme betydningen af antropogene presfaktorer – udover kvælstof - har Miljøstyrelsen igangsat eller vil igangsætte selvstændige projekter om fosfor og klimaforandringer, og disse presfaktorer indgår derfor ikke i nærværende analyse. Blandt de resterende potentielle presfaktorer i kystvandene er følgende udvalgt til at indgå i en videre analyse:

- Råstofindvinding
- Klapping og graveaktiviteter
- Fysiske konstruktioner
- Fiskeri
- Skibstrafik
- Plastik
- Miljøfarlige stoffer
- Invasive arter

Valget af presfaktorer er sket som en afvejning mellem relevansprincippet og det miljømæssige forsigtighedsprincip. Enkelte potentielt betydningsfulde presfaktorer er ikke inkluderet i analysen fx støj, selvom støj indgår som presfaktor i EU's havstrategidirektiv. Det skyldes, at støj ikke kan anses for at have væsentlig betydning for kvalitetselementerne (se nedenfor) under VRD, der ikke inkluderer kystvandenes fisk, fugle og pattedyr. Dette gælder for de marine danske områder, hvor der ikke indgår såkaldte "overgangsvande", som er defineret ved at være stærkt påvirket af ferskvandstilførsler og som medtager fisk som kvalitetselement, men udelukkende kystvande, hvor fisk ikke er et kvalitetselement. Derudover er presfaktoren stenfiskeri ikke inddraget i analysen. Stenfiskeri blev helt forbudt pr. 1. januar 2010 [6], men har i medfør af råstofloven af 1996 været stoppet på vanddybder lavere end 6 m siden 1997. Fra 1997-99 foregik der stenfiskeri på 29 kendte rev i primært åbne farvande, og fra 1999 blev 11 af disse rev lukket. Enkelte af revene, hvor der fortsat frem til ca. årtusindeskiftet blev foretaget

stenfiskeri, lå kystnært, men de fleste lå uden for vandplanområderne (S. Helmig¹, pers. komm.).

Skibstrafik er inkluderet i analysen i henhold til forsigtighedsprincippet, selvom det virker sandsynligt, at skibstrafik kun vil have meget begrænset betydning for miljøkvaliteten i VRD-vandområderne. Ligeledes er miljøfarlige stoffer omfattet af analysen, selvom betydningen af miljøfarlige stoffer som presfaktor på overfladevandenes økologiske tilstand er underlagt selvstændige standarder for måling af påvirkning, primært i form af tærskelværdier for de forskellige stofgrupper. Det kan imidlertid ikke på forhånd afvises, at de miljøfarlige stoffer også kan have betydning for kvalitetselementerne og dermed påvirke vurderingen af miljøtilstanden.

Ændringer i sedimentet i form af 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 typisk en konsekvens af tilførsel af næringsstoffer og organisk materiale fra land og er derfor afledt af andre antropogene presfaktorer. Om ændringer i sedimentet og dets struktur i sig selv er en presfaktor, er således ikke indlysende. Effekter af ændringer i sedimentet og betydningen heraf for kvalitetselementerne og dermed tilstandsvurderingen vil derfor blive behandlet i en selvstændig analyse.

1.2 Kvalitetselementer og indikatorer

I kystvandene skal den økologiske tilstand ifølge VRD-bilag V og den danske Bekendtgørelse om Fastlæggelse af Miljømål nr. 1625 af 19/12/2017 primært vurderes på baggrund af biologiske forhold repræsenteret ved kvalitetselementerne makroalger, angiospermer/blomsterplanter (fx ålegræs), fytoplankton og bunddyr. Ydermere kan støtteparametre, der har betydning for de biologiske kvalitetselementer inddrages, eksempelvis iltkoncentration og sigtdybde. Ved en analyse af effekter af antropogene presfaktorer på kystvandenes miljø, i relation til udarbejdelse og implementering af vandplaner til opnåelse af god økologisk tilstand, skal der tages udgangspunkt i disse kvalitetselementer og støtteparametre og ikke i andre biologiske elementer som fx fisk eller havpattedyr, i beregninger af strømme af stof og energi, eller i fødekædernes sammensætning.

For at operationalisere monitoringen af kvalitetselementerne er der udviklet en række indikatorer, som er interkalibreret med andre lande i de relevante økoregioner. I Danmark anvendes indikatorerne ålegræssets dybdegrænse, koncentration af klorofyl a og det bentiske fauna-indeks DKI ver. 2 [7]. Ålegræssets dybdegrænse er defineret som den maksimale dybde, hvor der er observeret mindst 10% dækningsgrad. Rationalet bag ålegræssets dybdegrænse som indikator og ikke mindst i relation til beregning af indsatsbehov har sit udgangspunkt i en negativ korrelation mellem koncentrationen af kvælstof (TN) og ålegræssets dybdeudbredelse [8]. En anden vigtig årsag til at bruge ålegræssets dybdegrænse som indikator er, at der findes en del historiske optegnelser, der kan bruges til at bestemme referencetilstanden. I det marine modelkompleks repræ-

¹ Stig Helmig var i den relevante periode fuldmægtig i Skov & Naturstyrelsen med ansvar for råstofforvaltning.

senterer K_d (vandets lyssvækkelse) dog ålegræssets dybdegrænse, da ålegræssets potentielle dybdegrænse er tæt knyttet til lysforholdene. Koncentrationen af klorofyl a anvendes som mål for mængden af fytoplankton. Koncentrationen af klorofyl opgøres i VRD-sammenhæng som gennemsnittet for sommerperioden. Koncentrationen af klorofyl korrelerer positivt med tilførslen af næringsstoffer. DKI ver. 2 er et multimetrisk indeks som baseres på prøver af bundfauna på blød bund og indeholder tre komponenter, hvoraf de to vigtigste er Shannon-Wiener diversiteten og AMBI-indekset [9], der henholdsvis angiver artsdiversiteten og arternes følsomhed/tolerance overfor eutrofiering og forurening.

Fordi indikatorerne primært er udviklet som relationer mellem indikatoren og tilførsel af næringsstoffer vil de reelt primært reflektere påvirkning af presfaktoren næringsstoffer og de responderer ikke nødvendigvis lige så kraftigt og konsistent over for andre presfaktorer. Dog kan DKI forventes at blive påvirket af flere antropogene presfaktorer. I denne analyse bliver effekter af presfaktorer i kystvandene derfor vurderet som effekter på primært kvalitetselementerne og sekundært på støtteparametrene. Indikatorerne inddrages kun i det omfang, der er dokumenterede sammenhænge med de til denne analyse udvalgte presfaktorer.

1.3 Analysen

For at en presfaktor er relevant i regi af VRD, skal der være en dokumenteret påvirkningsmekanisme som klargør, hvordan presfaktoren påvirker kvalitetselementerne og evt. støtteparametre - det er således ikke i sig selv tilstrækkeligt, at presfaktoren blot er tilstede i det marine miljø. Da indsatser for at forbedre vandmiljøet bliver planlagt på niveau af vandområder, skal effekten af presfaktoren endvidere kunne detekteres på dette niveau. Eksempelvis vil en bro henover en fjord nok have en dokumenteret påvirkning på bundfaunaen i lige de punkter, hvor bropillerne er placeret, men hvis broen i øvrigt ikke påvirker vandgennemstrømningen væsentligt, vil broen ikke have betydning for kvalitetselementet bundfauna for fjorden som sådan. Vandområde som afgrænsning for effekten er valgt fordi, vandområderne er det niveau VRD forvaltes efter. Det medfører, at størrelse og afgrænsning af vandområderne bliver af betydning for, om en effekt af en presfaktor bliver detekterbar. Det er imidlertid ikke inde for dette projekts kommissorium at diskutere typologi for vandområderne og der er ikke i analyserne taget stilling til typologiens betydning for effekter af presfaktorerne.

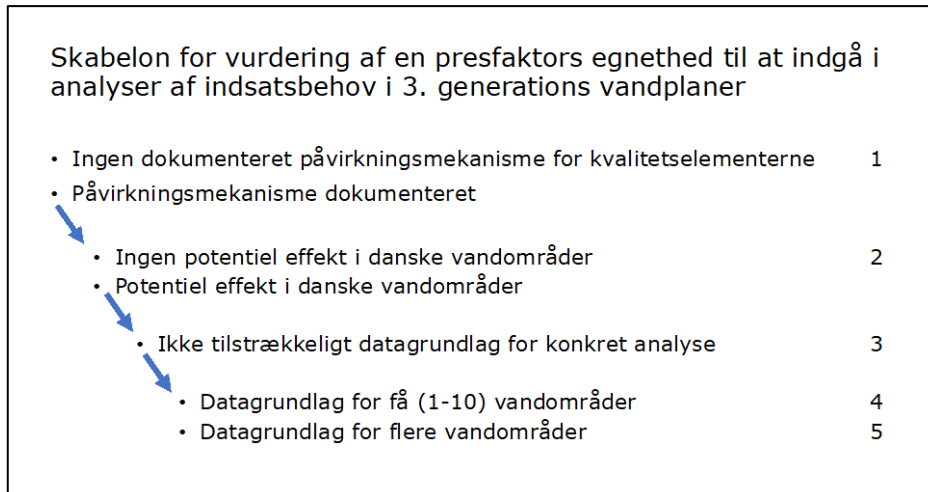
For at kunne beskrive og dokumentere en evt. betydende påvirkning af en given presfaktor på kvalitetselementerne i et vandområde er det endvidere nødvendigt, at der er et tilstrækkeligt datagrundlag til at analysere den konkrete sammenhæng mellem presfaktoren og kvalitetselementerne/støtteparametrene. En sådan analyse er nødvendig, når man skal udforme indsatsplaner, som kan reducere effekterne af påvirkningen, og genskabe en god miljøtilstand. En dataanalyse kræver derfor data på vandområdeniveau om både presfaktoren og vandkvalitetselementet, gerne over en længere årrække. Der findes som udgangspunkt data for indikatorer i alle vandområder, om end der for enkelte vand-

områder og indikatorer kan være tale om modellerede værdier eller typeværdier fra nærliggende vandområder. Derimod findes der ikke nødvendigvis data for de inkluderede presfaktorer og slet ikke for alle vandområder.

Nærværende analyse af presfaktorer i danske vandområder omfatter for hver enkelt af de ovennævnte presfaktorer: i) Dokumentation for påvirkningsmekanisme mellem presfaktor og kvalitetselementer, støtteparametre eller subsidiært indikatorer gennem review af den eksisterende videnskabelige litteratur på området; ii) En litteraturbaseret vurdering af relevans, forstået som hvorvidt presfaktoren kan forventes at have betydende effekt i danske vandområder, det vil sige om presfaktoren med rimelig sandsynlighed kan ændre tilstandsvurderingen ift. kvalitetsklasserne jf. [10] og ikke kun har fx en meget lokal effekt; iii) Kortlægning af datagrundlaget for en evt. egentlig analyse i en efterfølgende fase, hvor formålet er at vurdere presfaktoren i forhold til de enkelte vandområder. Som konklusion på analysen bliver presfaktorens egnethed til at indgå i beregninger af indsatsbehov i 3. generations vandplaner vurderet efter en skala 1-5 (se og figur 1.1):

1. Review af den videnskabelige litteratur har ikke kunnet dokumentere effekter af presfaktoren på kvalitetselementer eller støtteparametrene. Dette kan dække over, at der enten ikke er effekter, eller at der ikke er gennemført videnskabelige undersøgelser, der dokumenterer effekter. I begge tilfælde, er der ikke videnskabeligt belæg for at antage en effekt.
2. Reviewet har dokumenteret effekter, men på baggrund af en videnskabelig vurdering kan der ikke forventes potentielt væsentlige effekter på vandområdeniveau. Dette dækker fx over, at det af presfaktoren maksimalt påvirkede areal ikke er væsentligt i forhold til det samlede vandområdes areal, eller at ved de aktuelle koncentrationer/tætheder af presfaktoren i danske vandområder, er der ingen potentiel effekt. Der kan dog godt være lokale effekter af presfaktoren.
3. Presfaktoren har potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau. Der er imidlertid ikke data tilgængelige, der rent faktisk kan dokumentere effekten og slet ikke kvantificere den i relation til indsatsbehov i 3. generations vandplaner.
4. Der er en potentiel væsentlig effekt af presfaktoren på vandområdeniveau og der er ligeledes potentielt data for presfaktoren til en konkret analyse, der kan afgøre om der er en faktisk effekt på vandområdeniveau for få særlige (<10) vandområder.
5. Som for 4) dog for flere vandområder (>10).

Det skal bemærkes, at selvom den videnskabelige evaluering vurderer, at der kan være en potentiel væsentlig effekt af en presfaktor på vandområdeniveau er det ikke det samme som, at en konkret analyse rent faktisk vil kunne dokumentere en sådan effekt. Ligeledes kan der være betydelige lokale effekter af en presfaktor uden at dette vil påvirke miljøtilstanden i et vandområde generelt.



Figur 1.1. Skabelon for vurdering af en presfaktors egnethed til at indgå i analyser af indsatsbehov i 3. generations vandplaner.

Presfaktoren invasive arter omfatter mange forskellige typer organismer, som kan have meget forskelligartet påvirkningsmekanisme og forventet effekt. Med mere end 160 arter på MONIS2-bruttolisten over invasive arter, der potentielt kan være tilstede i danske farvande, er det i praksis umuligt at gennemgå påvirkningsmekanismerne for alle arterne. En del af arterne vil endvidere næppe have en dokumenteret påvirkningsmekanisme endsige have en relevant effekt, og der vil helt sikkert ikke være et tilstrækkeligt datamateriale til at udføre en egentlig analyse, der kan danne grundlag for en vurdering af betydningen for langt størstedelen af disse invasive arter. Derfor er der i denne rapport en generel introduktion til invasive arter som presfaktor samt en analyse af fire udvalgte eksempler.

1.4 Referencer

- 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.
- Erichsen, A.C. (ed.), Timmermann, K. (ed.), Christensen, J.P.A., 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 http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Oevrige_udgivelser/RBMP_models_sd_2017__002_.pdf
- Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A. & Timmermann, K., 2016. Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: a holistic ecosystem approach. *Estuaries and Coasts*, 39(1), pp.82-97.
- Implement Consulting Group 2017. International evaluation of the Danish marine models. 19 sept. 2017 (http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Nyheder/Bilag_1_Evalueringsrapport_om_de_danske_kvaelstofmodeller__10._oktober_2017-2.pdf)
- 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
- Lovbekendtgørelse nr. 950 af 24. september 2009. Bekendtgørelse af Lov om Råstoffer.
- Miljø- og Planlægningsudvalget 2010-11. Bilag 5. Fastlæggelse af referenceforhold og miljømål samt beregning af indsatsbehov for de marine områder. Version 4.0
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, & Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.

10. Styrelsen for Vand-og Naturforvaltning 2016. Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. Intern arbejdsinstruks. <https://mst.dk/media/121345/retningslinjer-vandomraadeplaner-for-anden-planperiode.pdf>



Foto: Bent Lauge Madsen.

2. Råstofindvinding

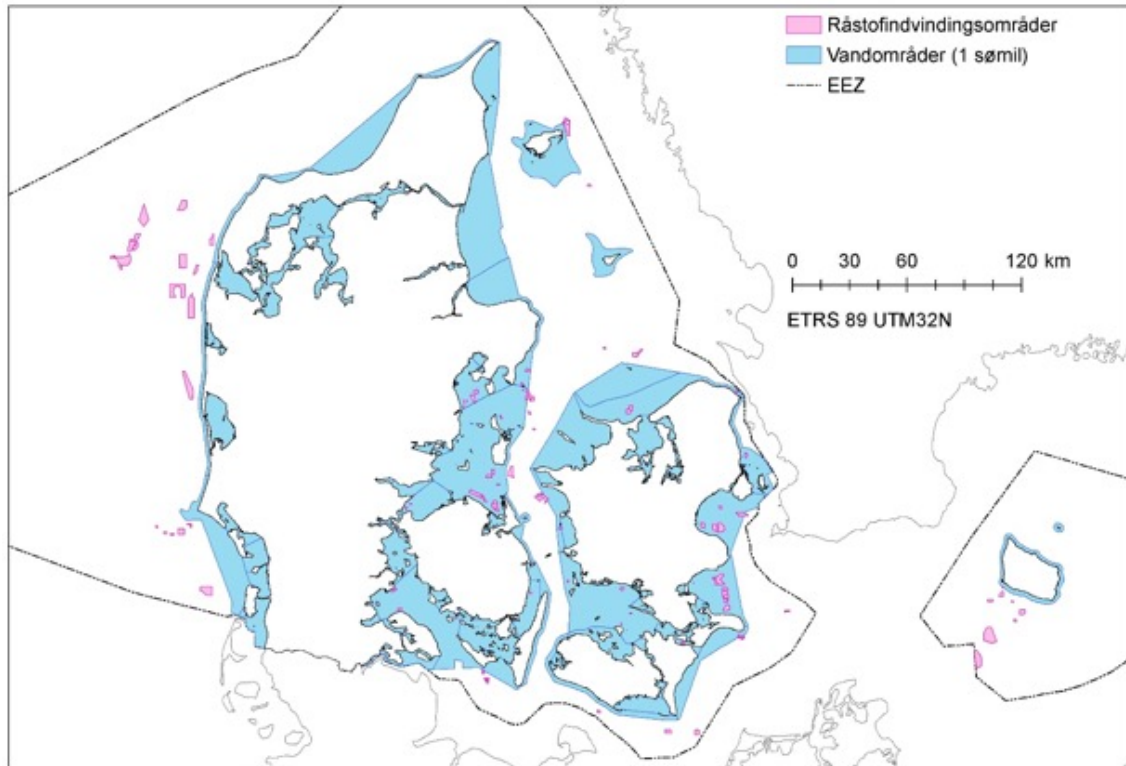
Råstofindvinding i de danske farvande foregår ved sugning af havbunden enten i form af stiksugning eller slæbesugning. Ved stiksugning fjernes havbunden inden for mindre områder af nogle meters omkreds og der i op til mange meters dybde. Ved slæbesugning fjernes havbunden i et større område i et spor 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). Der må kun indvindes på dybder >6 m, og der indvindes sjældent på dybder >30 m. Ved samme indvindingsmængde påvirkes således et langt større areal, hvis indvindingen sker ved slæbesugning end ved stiksugning. Til gengæld er ændringen i bundmorfologien langt mindre og udjævnes langt hurtigere efter slæbesugning (måneder til år) end efter stiksugning (mange år til varigt), og tidsforløbet af reetableringen afhænger også meget af de hydrologiske forhold i området [1,2].

I forbindelse med råstofindvinding opstår der store faner af sediment i vandfasen, som følge af sedimentspildet forbundet med indvindingen. Disse sedimentfaner kan sprede sig over større områder afhængig af karakteren af råstofindvinding og vind og strøm. Det mere grovkornede materiale vil sedimentere tæt på indvindingsskibet, mens det mere finkornede materiale kan sprede sig væsentlig længere væk.

2.1 Teoretiske påvirkningsmekanismer

Råstofindvinding påvirker direkte kvalitetselementerne bundfauna, makroalger og blomsterplanter ved at fjerne eller ødelægge dem i de berørte områder. Som følge af sedimentspredningen ved råstofindvinding er der omkring indvindingsområderne udlagt en såkaldt påvirkningszone på 500 m, hvor bundplanter, bunddyr, fisk, fugle, havpattedyr og plankton forventes at kunne blive påvirket negativt af sedimentationen.

De dybe huller efter stiksugning kan 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. Udvikling af iltsvind i hullerne stimuleres yderligere af, at opblandingen af bundvandet i hullerne er hæmmet på grund af mindre påvirkning fra strøm og bølger. I de dybe stikhuller vil plantevækst desuden være hæmmet af de dårligere lysforhold grundet den større vanddybde og skyggeeffekt.



Figur 2.1. Udlagte råstofindvindingsområder i de danske farvande i 2017. Afgrænsningen af de danske farvande fremgår af den fuldt optrukne linje (Exclusive Economic Zone, EEZ).

2.2 Dokumenterede påvirkninger

Da råstofindvindingen er begrænset til dybder >6 m og oftest foregår i eksponerede områder og i områder uden større sten og andet fast substrat, er der typisk ingen eller kun ubetydelig tilstedeværelse af blomsterplanter og kun en mindre udbredt forekomst af makroalger. Desuden bliver der ikke givet tilladelse til indvinding i et område, hvis miljøundersøgelser viser, at der er udbredt dække af bundplanter (ålegræs) i området, lige som der ikke bliver givet tilladelse til indvinding i naturbeskyttelsesområder [1,3]. Efter indvinding skal havbunden efterlades med et stabilt sandlag på 1 m tykkelse og med en så jævn overflade som muligt for at fremme reetableringen af bunddyr og bundplanter.

Hastigheden, hvorved dyr reetableres i et indvindingsområde, varierer meget afhængig af indvindingsmetode og mellem arter [4,5]. Indvindingen foregår ofte i områder med forholdsvis stor sedimentdynamik, hvorfor områderne med slæbesugning fysisk og til dels biologisk vil blive genetableret rimelig hurtigt; men alligevel kan der gå lang tid (flere år), inden den tidligere artssammensætning og aldersfordeling er genoprettet [6,7,8]. I områder med stiksugning genetableres den oprindelige biologi meget langsomt og i nogle tilfælde kun delvist eller slet ikke. Det skyldes blandt andet, at organisk materiale akkumuleres i hullerne, hvilket sammen med den reducerede vandudskiftning i bunden af hullerne fører til udvikling af iltvind [6].

Sedimentfanerne og effekterne af dem er typisk relativt kortvarige og vil derfor kun i mindre grad påvirke de biologiske forhold uden for nærområdet [5,6]. I påvirkningszo-

nen skygger sedimentfanen for bundplanter og planteplankton og dermed nedsættes deres vækst og reproduktion [4,7,9]. De høje koncentrationer af sediment i vandfasen kan ved samtidige høje koncentrationer af planteplankton danne aggregater ved flokkulering (dvs. sammenklumpe) og dermed betragteligt øge hastigheden, hvormed partikler herunder planteplankton synker ud ad vandsøjlen [7,10,11]. Desuden kan det finkornede materiale i sedimentfanen reducere fødeindtaget hos nogle bunddyr og helt eller delvist dække bundplanter og bunddyr, hvor sedimentationen er størst [9,12]. Tolerance for til-dækning med sediment varierer mellem arter, men for de fleste bunddyr og bundplanter er påvirkningen først væsentlig, hvis området tilføres ekstra 5-20 cm sediment, og sedimentet bliver liggende i mindst 10 dage [7]. I påvirkningszonen, hvor miljøforholdene er påvirkede af det nedsynkende materiale fra sedimentfanen, vil dyr og planter endvidere lettere kunne blive stresset af ændringer i andre parametre såsom iltkoncentration, saltholdighed og temperatur. Men bort set fra i stikhullerne er den forstærkende virkning af evt. ændringer i iltkoncentration i råstofområderne beskedne sammenlignet med effekterne af selve råstofindvindingen.

En anden effekt af sedimentfanerne er, at der i forbindelse med resuspension af sedimentet frigives næringsstoffer, som kan stimulere væksten af planteplankton – især hvis den ekstra tilførsel sker på et tidspunkt af året, hvor væksten af planteplankton er begrænset af mængden af næringsstoffer [9]. Sedimentfaner kan således både hæmme og fremme væksten af planteplankton, og det samlede udfald vil afhænge af turbiditet, næringsstofkoncentration, årstid og andre faktorer og er derfor meget vanskeligt at vurdere. Men også her gælder, at effekten er kortvarig og fortyndes hurtigt med afstanden til kilden og derfor sjældent er væsentlig. Potentielt vil resuspensionen endvidere kunne føre til en større eksponering over for miljøfarlige stoffer. Men for det første foretages råstofindvindingen ikke i typisk belastede områder, og for det andet er indholdet af miljøfarlige stoffer typisk lavt i indvindingsområderne, da de hovedsageligt består af sand og grus, som tilbageholder miljøfarlige stoffer dårligt [6]. Derfor er en forøget påvirkning fra miljøfarlige stoffer i indvindingsområder ikke eksisterende eller meget begrænset både i intensitet og varighed.

Samlet set er effekterne fra sedimentfaner dog sjældent væsentlige, da indvindingerne foregår tidsmæssigt komprimeret, er periodiske og hele tiden flytter til nye områder, og effekten fortyndes hurtigt med afstanden til kilden [5,6]. Materialet i sedimentfanen vil derfor hurtigt sedimentere ud og med strømmen fordeles i langt størstedelen af påvirkningszonen i et tyndt og for biologien uproblematisk lag. Desuden sker råstofindvindingen ofte i eksponerede områder på grund af de store forekomster af tilgængelige råstofressourcer, og i disse områder er de fleste arter af bunddyr tilpasset naturlige svingninger i vandets indhold af suspenderet stof og derfor relativt robuste over for påvirkningen fra sedimentationen tilknyttet indvindingen [4,7].

Fuld genetablering af havbunden med tilhørende biologi efter råstofindvinding kan vare fra ganske få år (i spor efter slæbesugning), til at ændringen må anses for nærmest permanent (huller efter stiksugning) [4]. For at tage hensyn til, at effekterne af råstofindvinding således arealmæssigt kan akkumulere sig over en årrække i et aktivt indvindingsområde, er det antaget (se nedenfor), at råstofindvindingsområdet opgjort for en 5-

årlig periode er et godt bud på det areal, som i gennemsnit er negativt påvirket af råstofindvinding, da reetableringstiderne angivet i litteraturen typisk er i intervallet 1-10 (15) år [4,5].

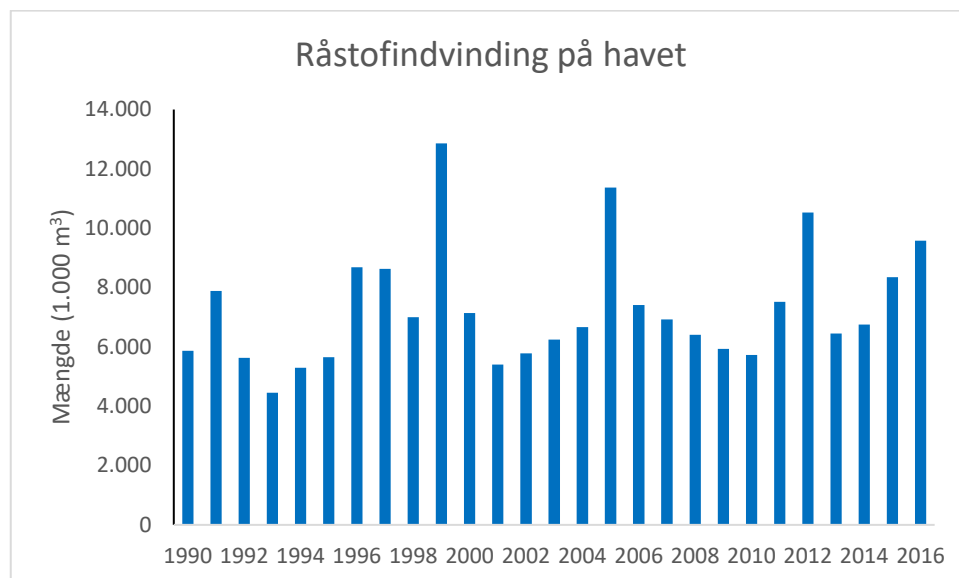
2.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Effekten af råstofindvindingen vil afhænge af årstiden – også ud over en evt. øget stresspåvirkning som følge af øget temperatur. Alle de biologiske parametre har en års-cyklus og forskellige livsstadier, hvor de på nogle tidspunkter er mere følsomme over for påvirkning end på andre [13]. Det gælder fx bunddyrenes larvestadie, og hvis bundplanter fjernes, inden de har dannet og smidt frø og sporer.

For råstofindvinding gælder endvidere, at effekten ud over omfanget af selve indvindingen (mængden, dybde, areal, varighed og frekvens) også afhænger af substratsammensætningen samt de hydrologiske og biologiske forhold i indvindingsområdet samt afstanden til følsomme områder herunder ålegræsbede, vigtige bunddyrssamfund [6,8,13,14].

2.4 Påvirkningens relative betydning

Den årlige råstofindvinding på havet varierede i perioden 1990-2016 mellem 4 og 13 mio. m³ med et gennemsnit på godt 7 mio. m³ (figur 2.2).



Figur 2.2. Årlige mængder af råstofindvinding i danske farvande i perioden 1990-2016.

I 2017 var der udlagt godt 100 indvindingsområder i de danske farvande, som tilsammen dækkede et areal på ca. 650 km² (figur 2.1). Omkring år 2000 var der udlagt ca. 150 områder, som tilsammen dækkede ca. 900 km² heraf 815 km² overgangsområder [15]. En analyse af indvindingerne i overgangsområderne i perioden 1997-2001 viste, at

indvindingerne overvejende skete ved stiksugning, at der på årsbasis kun foregik indvinding i $\frac{2}{3}$ af de udlagte områder, at der i mere end 80% af områderne i gennemsnit blev indvundet mindre end én last om ugen, og at der kun blev indvundet mere end én last om dagen i 4% af områderne [15]. For den 5-årige periode blev det ud fra indvindingsmængderne og en anslået gennemsnitlig indvindingsdybde beregnet, at det reelt påvirkede indvindingsareal udgjorde ca. 25 km² (4-7 km² pr. år), hvilket svarer til 3% af det udlagte areal og 0,02 % af arealet af de danske farvande (ca. 105.000 km²).

Det har ikke været muligt at lave en tilsvarende arealberegning for en nyere 5-årig periode (2012-2016). Men i begge 5-årige perioder (1997-2001 og 2012-2016) blev der i gennemsnit årligt indvundet godt 8 mio. m³. Da indvindingsmængden i de to perioder er næsten ens (selv om indvindingen i den nyere periode er fordelt på færre indvindingsområder) og metoden til indvindingen ikke har ændret sig væsentligt er det rimeligt at antage, at det reelt påvirkede indvindingsareal i perioden 2012-2016 har været af samme størrelsesorden som i perioden 1997-2001, dvs. ca. 25 km².

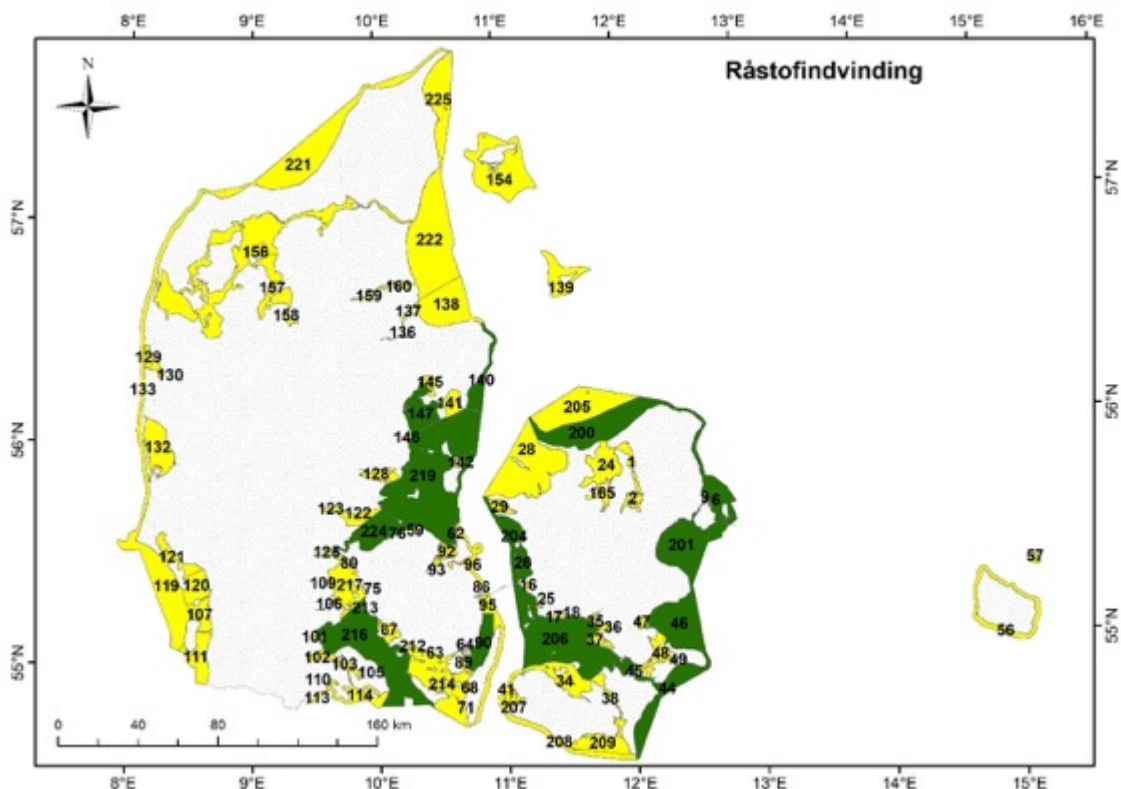
Det samlede kystnære areal omfattet af vandrammedirektivet udgøres af de 119 vandområder (1 sømil), som tilsammen dækker et areal på ca. 20.300 km². Af de ca. 650 km² udlagte indvindingsområder i 2017 ligger omtrent en fjerdedel (ca. 170 km²) inden for vandområderne. Det vil sige, at inden for vandområderne kan ca. 1% af arealet potentielt blive udsat for råstofindvinding over en 5-årig periode. Hvis det antages, at det reelt påvirkede areal i perioden 2012-2016 var ca. 25 km² som i perioden 1997-2001, og at omtrent en fjerdedel af dette areal ligger inden for vandområderne, dvs. 6-7 km², svarer det til ca. 0,03% af vandområdearealet.

Men råstofindvindingen er meget mere intens i nogle vandområder end i andre. Baseret på de udlagte arealer er de mest intensivt udnyttede områder i Køge Bugt, Faxe Bugt, Aarhus Bugt og det nordlige Bælthav. Det relativt største areal er i Faxe Bugt, hvor 8% af vandområdet er udlagt til råstofindvinding. Hvis også kun ca. 3% af det udlagte areal i dette område reelt udnyttes inden for en 5-årig periode, som det var tilfældet på landsplan for perioden 1997-2001, så drejer det sig om 0,2% af vandområdet. Men selv om indvindingens arealmæssige påvirkning er relativ beskedent på vandområdeniveau, så kan indvindingen godt have stor lokal betydning fx i forhold til specielle bunddyrssamfund.

2.5 Tilgængelige data

Miljøstyrelsen (MST) er den ansvarlige myndighed inden for råstofindvinding, og MST har data for både placering og arealet af de udlagte indvindingsområder samt de reelle årlige indvindingsmængder. Indvindingsmængderne opgives i form af antal m³, hvilket er vanskeligt at omregne til en arealpåvirkning, da det vil afhænge af, hvor dybt i havbunden råstofferne udvindes. Dybden varierer markant afhængig af indvindingsmetode, men der vil også være stor variation i dybdepåvirkningen fra dag til dag og fra område til område selv med den samme metode. Det reelt påvirkede areal kan derfor kun anslås ved en overslagsberegning og er derfor behæftet med en forholdsvis stor usikkerhed.

I forhold til overvågning af vandkvalitetslementerne (bundplanter, bunddyr og planteplankton), så ligger overvågningsstationerne i NOVANA-programmet typisk ikke i umiddelbar nærhed af råstofindvindingsområder. Derfor er det i de fleste tilfælde ikke muligt at foretage en analyse af effekter af råstofindvinding på kvalitetselementerne baseret på data fra den nationale overvågning.



Figur 2.3. Vandområder hvor der er data for råstofindvinding. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkelig med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

2.6 Konklusion

Tabet af havbund i forbindelse med råstofindvinding har en væsentlig og ofte langvarig effekt – især ved stiksugning. Desuden har indvindingen en midlertidig indvirkning på det lokale økosystem grundet øget sediment i vandet (sedimentfane) og aflejring af sediment på havbunden, men langtidsvirkningen fra sedimentaflejringen vurderes ikke at være væsentlig – især ikke uden for nærområdet.

Det areal, som påvirkes væsentligt ved råstofindvinding, er meget lille i forhold til arealet af vandområder. Konklusionen er derfor, at den relative arealpåvirkning inden for vandområderne er ubetydeligt i forhold til det samlede areal, hvis der tages udgangspunkt i en akkumuleret effekt fra 5 års indvinding (tabel 2.1). Da den arealmæssige påvirkning er så relativ minimal på vandområdeniveau, vil denne konklusion også gælde for en længere akkumuleringsperiode, selv hvis påvirkningszonen inddrages i vurderingen – også fordi effekten af sedimentfanen uden for nærområdet er meget beskedent.

Tabel 2.1. Presfaktorens egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved skalaen 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

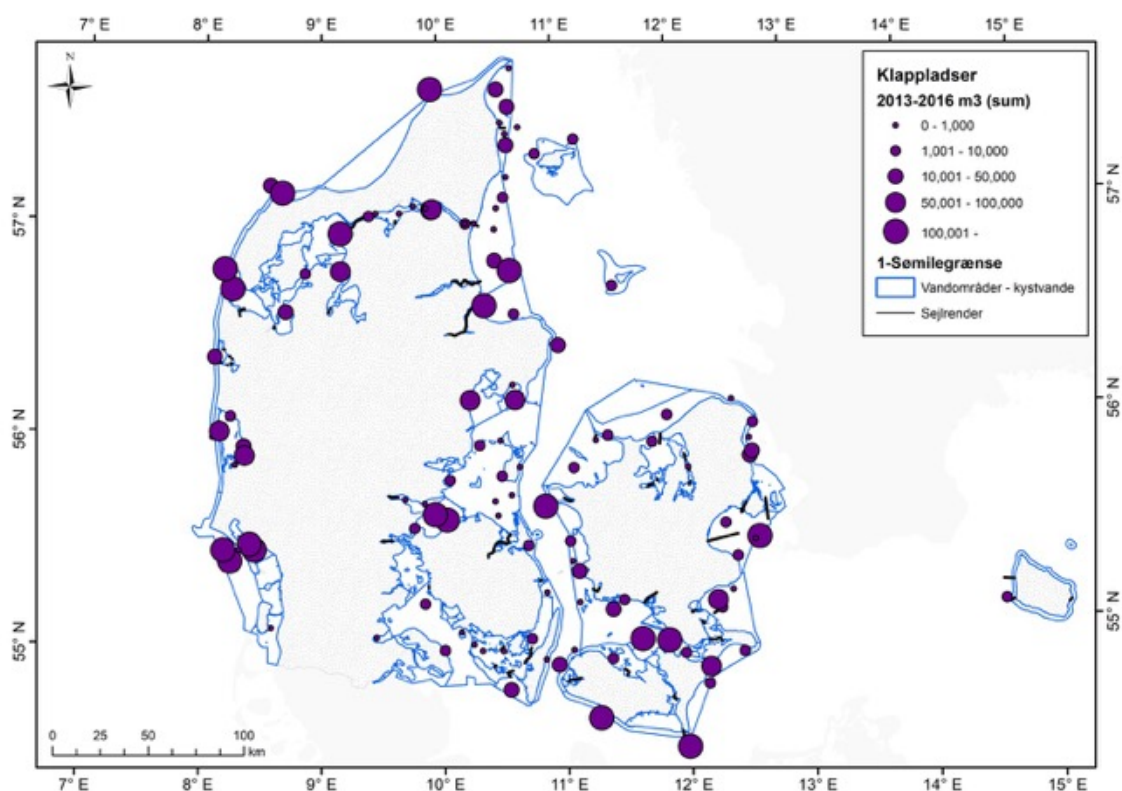
Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtddybde
Råstofindvinding	2	2	2	2	2	2

2.7 Referencer

- Helmig, S. (2016). Pilotprojekt vedrørende miljøeffekter ved marin råstofindvinding med henholdsvis stiksugning og slæbesugning. MarinRådgivning for Naturstyrelsen, 53 s.
- Foden, J., Rogers, S.I., & Jones, A.P. (2011). Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, 428, 33-47.
- Petersen, E.H., & Klinggaard, T.B. (2014). Råstofindvindings betydning for opfyldelse af miljømål efter vandrammedirektivet i kystvande omfattet af vandplaner. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. 6 s.
- Birklund, J., Skov, H., & Lumborg, U. (2010). Miljøeffekter ved anvendelse af store fartøjer til råstofindvinding på havbunden. DHI for By- og Landskabsstyrelsen. 49 s.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., & Hitchcock, D. R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology*, 36, 127-178.
- Birklund, J., & Wijsman, J. (2005). Aggregate extraction: A review on the effect of ecological functions. Sand pit report, DHI & WL, 56 p.
- VVM-redegørelse for Femern Bælt (2015). VVM-redegørelse for den faste forbindelse over Femern Bælt (kyst-kyst). Miljøvurdering – det marine område. Femern Sund-Bælt, kapitel 12, s. 654-970.
- Kjellerup, S., Stæhr, M.W., Høhne, M.K. & Larsen, T. (2017). Stikningsprojekt 2016 - Konsekvensvurdering af stiksugning. Orbicon, 130 s.
- Linders, T., Infantes, E., Joyce, A., Karlsson, T., Ploug, H., Hasselov, M., Mattias, S., & Zetsche, E. M. (2018). Particle sources and transport in stratified Nordic coastal seas in the Anthropocene. *Elementa-Science of the Anthropocene*, 6 (29), 7-17.
- Ellis, D. V. (2001). A review of some environmental issues affecting marine mining. *Marine Georesources & Geotechnology*, 19(1), 51-63.
- Mikkelsen, O. A., & Pejrup, M. (2000). In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume. *Marine Geology*, 170(3-4), 443-459.
- Lisbjerg, N., Petersen, J.K., & Dahl, K. (2002). Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Faglig rapport fra DMU nr. 391. 56 s.
- Fraser MW, Short J, Kendrick G, McLean D, Keesing J, Byrne M, Caley, M.J., Clarke, D., Davis, A.R., Erfemeijer, P.L.A., Field, S., Gustin-Craig, S., Huisman, J., Keough, M., Lavery, P.S., Masini, R., McMahon, K., Mengersen, K., Rasheed, M., Statton, J., Stoddart, J., & Wu, P. (2017). Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecol Indic*. Elsevier Ltd, 78, 229–242.
- VVM-redegørelse for Jyske Rev (2006). VVM-redegørelse – Bilag til: Ansøgning om tilladelse til indvinding af råstoffer i nyt indvindingsområde på Jyske Rev. Orbicon for Råstofselskabet, 40 s.
- Notat (2003): Råstofindvinding – Hvor, hvordan og hvor meget? Fysisk påvirkning og omfang. Skov- og Naturstyrelsen. 3 s.

3. Klapping og graveaktivitet

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. I danske farvande er der omkring 123 klappladser, nogenlunde ligeligt fordelt i alle kystnære områder (figur 3.1). Vanddybden på de fleste klappladser er >6 m. Klapping påvirker dyre- og planteliv, både på selve klappladsen og i et større område omkring klappladsen, hvis havstrøm og materialets sammensætning betyder, at materialet transporteres væk fra klappladsen. Resuspension af bundmateriale ved graveaktiviteter og klapping resulterer i en sortering af materialet i henholdsvis tungere og finere sedimentfraktioner. De tungere, grovere fraktioner (sten, grus og sand) vil aflejres hurtigt, hvorimod finere fraktioner (silt og ler) transporteres langt fra oprensingsområdet eller klappladsen og spredes over et større areal [1]. Finere fraktioner indeholder højere koncentrationer af organisk materiale, adsorbere næringsstoffer og miljøfarlige stoffer [1]. Hovedparten af det klappede materiale i danske farvande har et betydeligt organisk indhold, der overstiger definitionen på marint sand [2].



Figur 3.1. Klappladser og sejlrender i danske farvande. Prikkerne angiver klappladser og størrelsen heraf som indikeret i figurlegenden.

3.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

I forbindelse med graveaktiviteter og klapping vil der altid være en direkte fysisk påvirkning af havbunden, hvorved bundlevende organismer enten bortgraves eller dækkes

af det klappede materiale. Begge dele kan påvirke bundlevende organismer negativt. Tykkelsen af laget og dermed omfanget af den fysiske påvirkning afhænger af mængden af klappet materiale samt afstanden fra klappladsen, da det klappede materiale kan spredes over 5 km fra klappladsen og nå et areal på over 50 km² [3]. Klappning kan derfor give øget turbiditet udenfor klappladsen. Klappladser er ofte placeret i strømfyldte områder, og meget af det deponerede sediment transporteres væk over tid [2]. Spredningen af sedimentet øger størrelsen af det påvirkede areal, men effekten på klappladsen reduceres også.

Klappning kan medføre en kemisk påvirkning, hvis det oprensede materiale, der dumpes på en klapplads, har et betydeligt indhold af miljøfarlige stoffer. Det er primært klappning af oprensningsmateriale fra havne, der tilfører miljøfremmede organiske forbindelser og miljøfarlige stoffer inkl. tungmetaller. Dette kan føre til bioakkumulering af skadelige stoffer. Der er regler for indholdet af miljøfarlige stoffer i klappet materiale [4], men nogle af grænseværdierne afviger fra de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav (MKK) for miljøfarlige stoffer [2]. Stofferne nonylphenoler, octylphenoler og methyl-naphthalener er ikke med i reglerne for klappning, selv om der er fastsat MMK for stofferne [2].

Biologiske påvirkninger på klappladsen som følge af klappning inkluderer: 1) øget iltforbrug til omsætning af tilført organisk materiale og iltning af tilførte reducerede forbindelser, hvilket kan resultere i iltsvind i områder med stillestående vand; 2) øget primærproduktion som følge af næringsstofftilførsel; og 3) mindsket lysmængde ved bunden der kan reducere dybdeudbredelsen af bundplanter. Dette gælder især klappet materiale med et højt organisk indhold, fordi det er mindre sammenhængende, konsolideres dårligere og re-suspenderes ved lave strømhastigheder, hvilket resulterer i mindsket sigtddybde på og omkring klappladsen.

3.2 Dokumenteret påvirkning

Ålegræs og mikroalger. Klappning og graveaktiviteter påvirker ålegræs og andre bundplanter ved: a) bortgravning i fx sejlrender, hvilket ødelægger eksisterende bundplanter eller forhindrer etablering; b) suspension af sediment resulterende i øget turbiditet [5]; c) tildækningseffekter på klappladsen eller sedimentaflejring udenfor klapplads eller oprensningsområde [4; 6]; d) ændrede strøm- og bølgemønstre som følge af ændret havbundstopografi [8]; e) ændret sedimenteringsrate og sedimentsammensætning i havgræsbede [8,9]; og f) frigivelse af miljøfarlige stoffer og næringsstoffer til vandsøjlen med risiko for iltsvind [10–12].

Reduceret lysgennemtrængning som følge af øget turbiditet er en af de primære årsager til tilbagegang af ålegræs og andre havgræsser [3,10–17]. Øget turbiditet som følge af klappning og graveaktiviteter har dog kun en skadelig påvirkning, hvis turbiditeten overstiger det naturlige niveau i en længerevarende periode [5]. Ændringerne i turbiditet og mængde af suspenderet sediment i forbindelse med klappning er kortvarige og svarer ofte til naturlige hændelser som storme eller andre forstyrrelser som fx fiskeri eller skibsfart

[5]. Ålegræs er følsomt overfor begravelse af sediment, og der er registreret høj dødelighed (50-90%) ved begravelse under 2-4 cm sediment [5,16]. Tildækningseffekten ved aflejring af suspenderet materiale på bladene af ålegræs og andre bundplanter kan begrænse fotosyntesen [5,12,16]. Begrænsning af diffusionen over bladoverfladen kan reducere iltkoncentrationen i planten og føre til øget dødelighed [12,17]. Klappning kan også begrave hårdt substrat og derved forhindre ny etablering af makroalger, der gror på hårdt substrat [16]. Klappning og graveaktiviteter ændrer desuden havbundstopografi, hvilket kan resultere i erosion af havgræsbede [8].

Effekterne af klappning og graveaktiviteter i nærheden af havgræsbede er blevet opgjort i 45 områder: I 38 tilfælde er der rapporteret omfattende ødelæggelse og tab af havgræsbede i lande som USA, Portugal og Australien [5]. I syv tilfælde er der ikke rapporteret skadelige påvirkninger [5]. Datamaterialet inkluderer 6 områder, hvor man har undersøgt effekten på ålegræsbede. I Portugal er der registreret en ikke-kvantificeret påvirkning af ålegræsbede, og for tre studier i USA er der konstateret aktuelle tab af ålegræsbede [5]. I et dansk og et hollandsk område er der ikke registreret tab af nærliggende ålegræsbede ved graveaktiviteter [18,19]. I Danmark blev der ved anlæggelse af Øresundsbroen registreret sedimentfaner 80 km nord for anlægsarbejdet og 120 km syd for, men ingen betydelig biologisk påvirkning, da størstedelen af materialet aflejredes i ikke-følsomme områder. I de værst påvirkede områder aflejredes 3-4 mm sediment, svarende til niveauet ved naturlig sedimentering [19]. Mange ålegræsbeskyttende tiltag blev implementeret under anlægsarbejdet, hvilket medvirkede til, at ålegræs ikke gik tabt [5,18]. Samme ålegræsbeskyttende tiltag anvendes ikke ved alle klappninger og graveaktiviteter.

Der er ikke etableret grænseværdier for kritisk vævskoncentration af miljøfarlige stoffer i havgræsser, og den biologiske effekt er ukendt for mange vævsakkumulerende stoffer [11]. Endvidere viser flere studier en svag eller ingen forøgelse af koncentrationen af miljøfarlige stoffer og giftighed af sedimentet i klappingsområder på trods af høje koncentrationer af miljøfarlige stoffer og høj giftighed af det klappede materiale [20–22].

Efter klappning og graveaktiviteter kan havgræsser ofte hurtigt genetablere sig, fordi de kan skyde igen fra en etableret frøbank i havbunden og via rodsrud [16]. Det er således dokumenteret, at ålegræsbede i løbet af få år kan reetablere sig, efter bedet er forsvundet bl.a. som følge af iltsvind [14].

Fytoplankton: Klappning og graveaktiviteter øger næringsstoffkoncentrationen i vandsøjlen ved at re-suspendere havbundens indhold af både kvælstof og fosfor [1,23–25]. Frigivelse af kvælstof til vandsøjlen fører til en øget primærproduktion og dermed mere fytoplankton. Næringsstoffrigivelsen vil dog ofte kun have en begrænset effekt på mængden af fytoplankton, da de opløste næringsstoffer hurtig fortyndes [24] og tilførslen er kortvarig. Re-suspension af bundmateriale i forbindelse med klappning og graveaktiviteter øger både turbiditeten og mængden af suspenderet materiale [23,26–29], hvilket reducerer lysnedtrængningen og dermed også mængden af lys tilgængeligt for fotosyntese [21,27,30]. Høje koncentrationer af re-suspenderet sediment og fytoplankton kan desuden sammenklumpe (flokkulering) og dermed forøge hastigheden, hvormed partikler som fytoplankton synker ud af vandsøjlen [31,32]. Effekterne af re-suspension

vil dog være kortvarige og dermed have begrænsede effekter på koncentration og sammensætning af fytoplankton.

Bundfauna: De primære effekter på bunddyr af klapning og graveaktiviteter er begravelse under deponeret sediment og fjernelse ved bortgravning, hvilket kan føre til ændret artsrigdom [22,27,39–43,31–38], artssammensætning [32,35,39,44–47], forekomst [33,37,43,48] og biomasse [27,38,41,49,50]. Klappning kan reducere artsdiversiteten med op til 30-70% og forekomsten med op til 40-95% [6]. Ændringerne af bundfaunasamfund følges sandsynligvis af andre ændringer, herunder ændringer i maksimumstørrelse, levetid, fødesøgning, bioturbation og produktivitet [43].

Der er betydelig variation i klappingens virkning på makrofauna. Nogle studier viser et fuldstændigt kollaps af makrofaunasamfund [27] eller voldsom reduktion i både biomasse og artsrigdom [35,49], mens andre studier indikerer, at klappning har begrænsede eller ingen effekter på artssammensætning og forekomst [50–53]. De fleste studier rapporterer om en begrænset rumlig påvirkning, hvor kun selve oprensings- eller klappningsområdet påvirkes målbart. I en del studier er der ikke påvist en langtidseffekt af klappning [22,54,55], og i nogle studier er der påvist bedre forhold for en del af bundfaunaen efter klappning [49, 53,55,64,67–69]. Der er registreret en forringelse af den økologiske tilstand i områder nær klapppladser [59]. Et enkelt feltstudie viser, at effekterne af klappning kan påvirke den økologiske tilstand af et vandområde i op til 30 år [60]. Selv i tilfælde, hvor der er påvist en ændret artsrigdom i et klappningsområde, kan det være svært at tilskrive alle ændringerne direkte til klappning [51,61]. Effekterne af klappning af oprenset materiale er i høj grad stedspecifikke og afhængige af de naturlige forhold på klapppladsen [62–64].

I selve udgravningsområdet fjernes hele bundfaunaen. Tolerance for tildækning med sediment er derimod artsspecifik [16,26,41,65], men for mange bunddyr registreres der først effekter ved begravelse under et sedimentlag på ≥ 15 cm sediment [41]. Dødeligheden ved begravelse er øget, hvis det deponerede materiale er fint, har et højt organisk indhold og temperaturen er relativt høj [66–71]. Forskellige grupper af bunddyr kan ligeledes reagere forskelligt på tilførsel af sediment. Fx kan visse grupper reagere positivt på gentagne tilførsler af 4 cm sediment, imens andre grupper reagerer negativt på sedimenttilførslerne [72]. De længste genetableringstider for bundfauna i klappområder er registreret for områder, hvor deponeringen af oprenset materiale har ændret sedimenttypen [58]. Klappning resulterer ofte i en tilførsel af sand og grus [22,52,56,73], fordi finere partikler under klappning transporteres væk fra klapppladsen [52]. Tilførsel af sand kan i nogle tilfælde øge biomasse og diversitet af bunddyr, da sand udgør et mere egnet habitat for bioturberende organismer end havbund med et højt indhold af silt og ler [69]. Andre studier viser en tilførsel af silt og ler under klappning [32,38,46], hvilket ofte resulterer i tilførsel af organisk materiale, der kan understøtte en forøgelse af biomasse af bunddyr på klapppladsen [42,46,53,57,70]. Tilførsel af organisk materiale kan dog også påvirke genetableringen af bundfaunasamfund negativt ved at øge iltforbruget og derved skabe iltfattige forhold i sedimentet [71].

Ved klappning og graveaktiviteter øges mængden af suspenderede partikler i vandsøjlen [38,46], hvilket kan resultere i en reduktion af fødeoptag over tid for filtrerende bunddyr

[74], da de uorganiske partikler fra klapping og graveaktivitet vil fortynde fødepartiklerne [26]. Suspenderet sediment kan tilstoppe gællerne bl.a. hos hvirvelløse dyr og dermed hæmme både iltoptag [75] og udskillelse af affaldsstoffer [16]. Klapping af sediment på eller ved muslingebanker kan også hindre rekruttering ved at reducere bundslåning og overlevelse af larver [16,26].

Tabel 3.1. Dokumenterede sammenhænge mellem klapping og graveaktivitet, kvalitetselementer og støtteparametre. Bemærk at enkelte sammenhænge herunder ikke er uddybet i teksten.

Parameter	Teoretisk påvirkningsmekanisme	Dokumenterede påvirkningsmekanismer	Referencer	Note
Makroalger	Sedimentdækning af hårdt substrat	1) Reduceret hæftning 2) Reduceret vækst	16	
Makroalger	Øget turbiditet	1) Reduceret vækstrate 2) Reduceret biomasse 3) Reduceret skudtæthed	16	Alger er følsomme over for lysreduktioner forbundet med sedimentering [16]
Ålegræs	Begravelse og udskygning	1) Reduceret fotosyntese 2) Begrænset O ₂ - og CO ₂ -diffusion 3) Iltfattige forhold inde i planten	5, 8, 9, 12, 14-16, 77	Op mod 90% dødelighed hos havgræs begravet under 2-4 cm sediment [16]
Ålegræs	Erosion som følge af ændrede strøm- og bølgeforhold	1) Erosion af havgræsbede	8, 16	
Ålegræs	Effekter af frigivelse af miljøfarlige stoffer og næringsstoffer	1) Næringsstoffer øger vækst af alger på havgræsblade 2) Begrænser fotosyntese hos havgræs	26	
Fytoplankton	Øget næringsstoffrigivelse	1) Ændret vækstrate eller ændret artssammensætning hos fytoplankton	24	Effekterne afhænger af årstid og havstrøm [24]
Fytoplankton	Øget turbiditet	1) Reduceret fytoplankton og klorofyl a	28, 30	
Fytoplankton	Øget tilgængelighed af miljøskadelige stoffer	1) Reduceret fytoplankton og klorofyl a	78, 79	
Bundfauna	Kvælning pga. deponeret sediment	1) Reduceret artsdiversitet, forekomst, fødeoptag, rekruttering og filtration	6, 16, 21, 26, 27, 64, 74	Artsdiversitet og forekomst reduceret med hhv. 30-70% og 40-95% grundet klapping [6]
Sigtdybde	Reduceret sigtdybde som følge af øget turbiditet	Kan have negativ effekt på alle kvalitetselementer	5,16,18,30	
Ilt	Reduceret iltkoncentration	Kan have negativ effekt på alle kvalitetselementer	5,25	

Det kan være vanskeligt at forudsige effekten af klapping af kontamineret sediment, da flere studier kun viser en svag eller ingen forøgelse af koncentrationen af miljøfarlige stoffer og giftighed af sedimentet i klappingsområder på trods af høje koncentrationer af miljøfarlige stoffer og høj giftighed af det klappede materiale [20–22]. De miljøfarlige stoffer spredes antageligvis tilstrækkeligt til, at det er svært at måle stigninger.

En del studier indikerer, at områder, der hyppigt udsættes for påvirkninger (hovedsageligt naturlige, men også menneskeskabte), er mindre følsomme over for ændringer og regenererer hurtigere efter klapping og graveaktiviteter [47,57,64,76]. Hurtig genetablering kan typisk tilskrives høj frekvens af opportunistiske arter i området [38,64,76]. Da

genetablering kan være afhængig af, at de tildækkede bunddyr kan grave sig fri, ses den mindste grad af påvirkning ved deponering af sedimenttykkelser på under 10-15 cm [41,64,65]. Selv ved markante ændringer i artsrigdom og forekomst, er der i nogle områder registreret fuldstændig genetablering i løbet af 1-2 år efter påvirkningens ophør [34] og dermed ikke markante effekter af klapningen.

I tabel 3.1 er samlet dokumenterede påvirkningsmekanismer af klapning og associeret graveaktivitet på kvalitetselementerne.

3.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Temperatur og årstid er afgørende for effekterne af klapning og graveaktiviteter. Ålegræs er mest følsomt for påvirkningen om sommeren grundet højere stofskifte i vækstsæsonen [12,15]. Klappning og graveaktiviteter ved høje temperaturer resulterer i en kraftigere reduktion af både skudtæthed og vækstrate, når turbiditeten stiger og lysintensiteten falder [80,81]. Effekten af næringsstoffrigivelsen fra re-suspenderet sediment afhænger også af årstiden. I forårsperioden, hvor primærproduktionen ofte er næringsstofbegrænset, vil tilførsel af fosfor og kvælstof fra sedimentet føre til øget fytoplankton. Frigivelse af næringsstoffer i forbindelse med graveaktiviteter og klappning har ofte en mindre betydning i efteråret, hvor vandsøjlen typisk har et højt næringsstofindhold, og fytoplankton derfor ikke er næringsstofbegrænset. Næringsstoffrigivelse fra sediment kan desuden påvirkes af saltholdigheden [26].

Bundfauna har højere tolerance for tildækning med sediment ved lave temperaturer, men har også nedsat evne til at grave sig fri efter tildækning i koldt vand. Klappning om efteråret, hvor temperaturen er forholdsvis lav, og hvor bundfaunaen sandsynligvis er i god stand efter sommerens vækstsæson og derfor mere mobil, formodes at påvirke bundfaunaen mindre end klappning på andre årstider [26].

Genetablering afhænger af de naturlige forhold på klapppladsen [58,63,64], herunder de hydrodynamiske forhold. Et studie [63] vurderer, at genetablering under kraftige hydrodynamiske forhold (lav dybde, stærk strøm, høj turbiditet og høj sedimenttransport) tager 1-9 måneder i polyhaline miljøer (brakvand) og op til 1 år i euhaline miljøer (høj saltholdighed). Genetablering under svage hydrodynamiske forhold (>20 m dybde, lav strømhastighed og lille sedimenttransport) vurderes derimod at tage op til 2 år i polyhaline miljøer og 1-4 år i euhaline miljøer. Genetableringstiden er også afhængig af, hvilke andre presfaktorer der påvirker området [63].

3.4 Påvirkningens relative betydning

Tilladelse til klappning meddeles af Miljøstyrelsen [4]. Arbejdet med tilladelsen indbefatter en afvejning af mulige miljømæssige effekter og økonomiske udgifter forbundet med arbejdet. Mulige miljømæssige effekter vurderes konkret og minimeres via en række tiltag heriblandt valg af klappningsmetode, øvre grænser for udvalgte kemiske forbindelser i materialet, mulighed for spredningsmodellering og eventuelle spærretider.

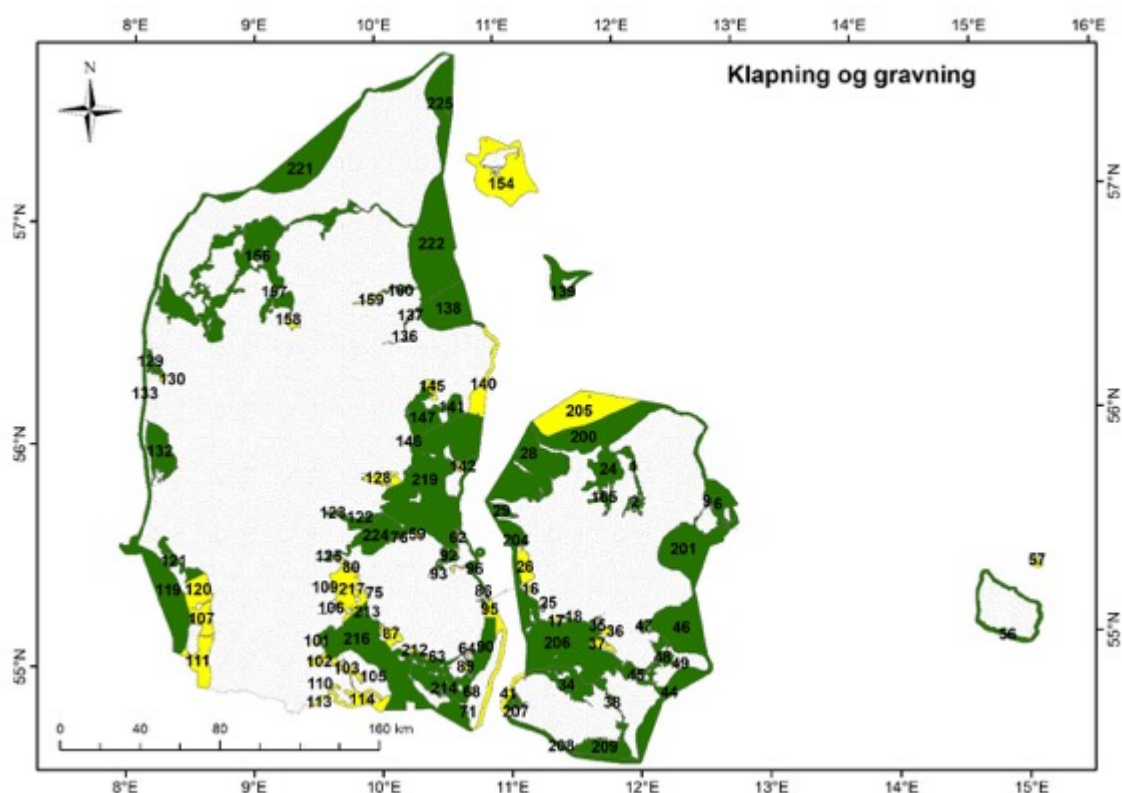
Ved klapping i eller ved Natura 2000 områder kan klapping kun tillades, hvis det kan dokumenteres, at klapping ikke skader udpegningsgrundlaget for området, evt. via en konsekvensvurdering. Der er ikke specifikke grænser for den resulterende lagtykkelse af sediment på klappladsen eller for afstanden til ålegræsbed. Der stilles dog ofte krav om, at der ikke sker dybdeforringelser i klapområdet til under en given værdi for at sikre skibstrafikken. Den resulterende gennemsnitlige lagtykkelse af deponeret sediment på klappladser anvendt i Danmark i perioden 2013-2016 er 0,2 m. Dette estimat tager ikke højde for spredning af sedimentet ved klappingen og over tid [2].

Klapping og graveaktiviteter kan påvirke kvalitetselementerne ålegræs og makroalger via en række dokumenterede mekanismer. Graveaktiviteter fjerner bundplanter helt. Effekterne kan være langvarige (> 1 år) og vurderes at være målelige og forekommende i de vandområder, hvor klapping og graveaktiviteter er mest udbredte og hyppigst forekommende. Klapping og graveaktivitet kan fremme kvalitetselementet fytoplankton ved at øge tilgængeligheden af næringsstoffer i vandsøjlen, men samtidig virke hæmmende ved at reducere mængden af lys. Effekterne vil dog typisk være kortvarige og af begrænset omfang, da fortynding normaliserer både næringsstofkoncentrationer og lysforhold. Den relative betydning af klapping og graveaktiviteter på kvalitetselementet fytoplankton vurderes derfor at være lille og uden betydning på vandområdeniveau. Klapping fører til begravelse af bundfauna under deponeret sediment, og graveaktiviteter udsletter bundfauna. Det fører til ændret artsrigdom, artssammensætning og tætheder. Effekten af klapping og graveaktiviteter på bundfauna vurderes derfor at være målelig, lokalt væsentlig og forekommende i vandområder med udbredt klapping og graveaktiviteter.

Litteraturen viser, at klapping og graveaktiviteter kan påvirke alle vandrammedirektivets kvalitetselementer og støtteparametre. Langt overvejende er de dokumenterede påvirkninger negative og mest udtalte ved vedvarende påvirkning. En vurdering af påvirkningens relative betydning hviler derfor også på et kendskab til frekvensen af både graveaktiviteter og klappinger i danske vandområder. En betydelig del af påvirkningerne fra klapping og graveaktiviteter er kortvarige. En vurdering af påvirkningens betydning afhænger derudover meget af sedimentspredning fra det direkte påvirkede område, men omfanget af spredning er ikke kvantificeret her. Klappladser er ofte placeret i strømfyldte områder, og meget af det deponerede sediment transporteres væk over tid [2]. Imidlertid vil materialet blive fortyndet ved spredningen, og begravelseeffekterne bliver derved reduceret. Når der ikke tages højde for sedimentspredning, overstiger det samlede klappladsareal ikke 2,5% af et givet vandområde i Danmark. Det er derfor ikke sandsynligt, at der kan konstateres betydende effekter af klapping på vandområdeniveau. En opgørelse over sejltrender viser, at op til 8% af et givet vandområde i Danmark er udlagt til sejltrender, som vedligeholdes ved graveaktiviteter. Dette er tilfældet i kystvandområdet "Skælskør Fjord og Nor", men andelen overstiger også 5% af kystvandområder i Mariager, Odense og Randers Inderfjord. Det kan derfor ikke udelukkes, at der kan påvises betydende effekter af graveaktiviteter på vandområdeniveau i udvalgte områder.

3.5 Tilgængelige data

Data for klappning og graveaktiviteter i Danmark indsamles af Miljøstyrelsen (figur 3.1). Der foreligger data for 31 vandområder, hvor der er klapppladser og 49 vandområder med sejlrender, der betragtes som oprensingsområder. På baggrund af materialet fra Miljøstyrelsen vurderes det, at der for vandområderne er tilstrækkelige data til at kunne vurdere påvirkningerne på kvalitetselementerne. Datamaterialet fra Miljøstyrelsen indeholder information om oprensingsområder (sejlrender) og anvendte klapppladser, samt information om sammensætningen af det klappede materiale for perioden 2013-2016. Informationen om det klappede materiale inkluderer total klappmængde (m³), brutto- og nettoindhold af tungmetaller, PAH, PCB og TBT (angivet i kg), hvorvidt materialet er indrapporteret til Østersøkonventionen (HELCOM) eller Nordsøkonventionen (OSPAR) samt hvilken type materiale, der er tale om.



Figur 3.2. Vandområder hvor der er data for klappning og graveaktivitet. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

En mere omfattende analyse forudsætter detaljerede data om sammensætningen af det klappede materiale, herunder kornstørrelse, organisk indhold, vandindhold og størrelse af de individuelle sedimentfraktioner. Et sådant datagrundlag eksisterer og kan leveres af Miljøstyrelsen. Sedimentspredning vil kunne analyseres på baggrund af ovennævnte data via spredningsmodeller for klappning. NIRAS har fx udviklet en spredningsmodel til Miljøstyrelsen [82]. Data fra Miljøstyrelsen indeholder desuden information om den forventede brutto- og nettobelastning på klapppladsen på baggrund af indholdet af tungmetaller, PAH, PCB og TBT i det klappede materiale. Der kan på dette grundlag foretages en analyse af tilførslen af miljøfarlige stoffer.

3.6 Konklusion

Denne rapport har identificeret dokumenterede effekter af klapning og graveaktivitet på samtlige marine kvalitetselementer og støtteparametre for kystvande (tabel 3.1). For fytoplankton vurderes påvirkningen i danske vandområder at være ubetydelige, da effekterne er kortvarige, ikke entydige og geografisk afgrænsede. For ålegræs og makroalger vurderes effekterne at være målelige og forekommende i nogle vandområder. Påvirkningen af bundfauna vurderes at være lokalt væsentlig i vandområder, hvor klapning og graveaktiviteter er udbredte og hyppige aktiviteter, men klapning vurderes ikke at være af væsentlig betydning på vandområdeniveau, fordi påvirket areal ikke overstiger 2,5% af et berørt vandområde (tabel 3.2). Da vedligehold af sejlrender kan resultere i graveaktivitet i mere end 5% af det totale areal i nogle områder, vil der potentielt kunne være effekter heraf på kvalitetselementerne og støtteparametrene (tabel 3.2).

Uden en udvidet analyse kan der kun vanskeligt foretages en mere specifik vurdering af omfanget af effekterne på kvalitetselementerne og støtteparametrene, da effekterne i høj grad er stedspecifikke og desuden afhængige af både omfanget, varigheden og frekvensen af graveaktiviteter og klapninger. En endelig vurdering kan desuden ikke foretages uden en analyse af spredningen af det oprensede og klappede materiale uden for oprensningsområder og klappladser. Det anbefales endvidere, at presfaktoren graveaktivitet behandles mere indgående på vandområdeniveau for udvalgte vandområder (tabel 3.2), så der på baggrund af en udvidet analyse af det samlede påvirkede areal, hvor der tages højde for sedimentspredningen, kan foretages en endelig vurdering af væsentligheden af de graveaktiviteter på de marine kvalitetselementer og støtteparametre i relevante områder.

Tabel 3.2. Presfaktorens egnethed af klapning og graveaktiviteter til at indgå i analyser vedrørende 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og støtteparameter og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i de mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtgybde
Klapning	2	2	2	2	2	2
Graveaktivitet	2	4	4	4	2	2

3.7 Referencer

1. Nayar S, Miller DJ, Hunt A, Goh BPL, Chou LM. Environmental effects of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary. *Environ Monit Assess.* 2007;127: 1–13. doi:10.1007/s10661-006-9253-2
2. Strand J. Betydning af miljøfarlige stoffer for kvalitet af sedimentmateriale i forbindelse med sandcapping i kystnære områder. Aarhus Universitet, Roskilde; 2018.
3. Dandanell R. Kalundborg Havn vil klappe i Storebælt. *Fisk Tid.* 2017;4. decembe.
4. Miljø-og-Fødevarerministeriet. Vejledning fra By- og Landskabsstyrelsen Dumpning af optaget havbundsmateriale – klappning. 2008 pp. 1–26.
5. Erftemeijer PLA, Lewis III RR. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Mar Pollut Bull.* 2006;52: 1553–1572. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.09.006

6. Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR. The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr Mar Biol.* 1998;36: 127–178.
7. Milbrandt EC, Bartleson RD, Coen LD, Rybak O, Thompson MA, DeAngelo JA, et al. Local and regional effects of reopening a tidal inlet on estuarine water quality, seagrass habitat, and fish assemblages. *Cont Shelf Res.* Elsevier; 2012;41: 1–16. doi:10.1016/j.csr.2012.03.012
8. Duarte CM. The future of seagrass meadows. *Environ Conserv.* DTU Library - Tech Info Ctr of Denmark; 2002;29: 192–206. doi:10.1017/S0376892902000127
9. Manzanera M, Alcoverro T, Jiménez JA, Romero J. The large penumbra: Long-distance effects of artificial beach nourishment on *Posidonia oceanica* meadows. *Mar Pollut Bull.* Elsevier Ltd; 2014;86: 129–137. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.07.033
10. Dahl K, Larsen MM, Rasmussen MB, Andersen JH, Petersen JK, Josefson AB, et al. Kvalitetsvurderingssystem for habitatdirektivets marine naturtyper. 2003.
11. Lewis MA, Devereux R. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: fate and effects. *Environ Toxicol Chem.* 2009;28: 644–661. doi:10.1897/08-201.1
12. Brodersen KE, Hammer KJ, Schrameyer V, Floytrup A, Rasheed MA, Ralph PJ, et al. Sediment Resuspension and Deposition on Seagrass Leaves Impedes Internal Plant Aeration and Promotes Phytotoxic H₂S Intrusion. *Front Plant Sci.* 2017;8: 1–13. doi:10.3389/fpls.2017.00657
13. Ralph PJ, Durako MJ, Enríquez S, Collier CJ, Doblin MA. Impact of light limitation on seagrasses. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2007;350: 176–193. doi:10.1016/j.jembe.2007.06.017
14. Boudouresque CF, Bernard G, Pergent G, Shili A, Verlaque M. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: A critical review. *Bot Mar.* 2009;52: 395–418. doi:10.1515/BOT.2009.057
15. Chartrand KM, Bryant C V., Carter AB, Ralph PJ, Rasheed MA. Light Thresholds to Prevent Dredging Impacts on the Great Barrier Reef Seagrass, *Zostera muelleri* ssp. *capricorni*. *Front Mar Sci.* 2016;3: 1–17. doi:10.3389/fmars.2016.00106
16. Fraser MW, Short J, Kendrick G, McLean D, Keesing J, Byrne M, et al. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecol Indic.* Elsevier Ltd; 2017;78: 229–242. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.026
17. Lamers LPM, Govers LL, Janssen ICJM, Geurts JJM, Van der Welle MEW, Van Katwijk MM, et al. Sulfide as a soil phytotoxin—a review. *Front Plant Sci.* 2013;4: 1–14. doi:10.3389/fpls.2013.00268
18. Jensen A, Lyngby JE. Environmental Management and Monitoring at the Øresund Fixed Link. *Terra Aqua.* 1999;74.
19. Thorkilsen M, Dynesen C. An owner's view of hydroinformatics : its role in realising the bridge and tunnel connection between Denmark and Sweden. *J Hydroinformatics.* 2001;03.2: 105–135.
20. Roberts RD, Forrest BM. Minimal impact from long-term dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zeal J Mar Freshw Res.* 1999;33: 623–633. doi:10.1080/00288330.1999.9516905
21. Lewis MA, Weber DE, Stanley RS, Moore JC. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: Effects on benthos and algal-periphyton. *Environ Pollut.* 2001;115: 161–171. doi:10.1016/S0269-7491(01)00118-X
22. Stronkhorst J, Ariese F, Van Hattum B, Postma JF, De Kluijver M, Den Besten PJ, et al. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ Pollut.* 2003;124: 17–31. doi:10.1016/S0269-7491(02)00430-X
23. Rees SI, Wilber P. Effects from thin-layer disposal of dredged material on water quality in Mississippi Sound. *Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement.* 1994. pp. 1481–1489.
24. Cornwell JC, Owens MS. Quantifying Sediment Nitrogen Releases Associated with Estuarine Dredging. *Aquat Geochemistry.* 2011;17: 499–517. doi:10.1007/s10498-011-9139-y
25. Cardoso-Mohedano JG, Páez-Osuna F, Amezcua-Martínez F, Ruiz-Fernández AC, Ramírez-Reséndiz G, Sanchez-Cabeza JA. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). *Mar Pollut Bull.* Elsevier Ltd; 2016;104: 83–91. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.02.008
26. Essink K. Ecological effects of dumping of dredged sediments; Options for management. *J Coast Conserv.* 1999;5: 69–80. doi:10.1007/BF02802741
27. Rasheed K, Balchand AN. Environmental studies on impacts of dredging. *Int J Environ Stud.* 2001;58: 703–725. doi:10.1080/00207230108711363
28. De Jonge VN, Schuttelaars HM, van Beusekom JEE, Talke SA, de Swart HE. The influence of channel deepening on estuarine turbidity levels and dynamics, as exemplified by the Ems estuary. *Estuar Coast Shelf Sci.* 2014;139: 46–59. doi:10.1016/j.ecss.2013.12.030
29. Sangita S, Satapathy DR, Kar RN, Panda CR. Impact of dredging on coastal water quality of dhamra, Orissa. *Indian J Mar Sci.* 2014;43: 33–38.

30. Nayar S, Goh BPL, Chou LM. Dynamics in the size structure of *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve under conditions of reduced photosynthetically available radiation in a dredged tropical estuary. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2005;318: 163–182. doi:10.1016/j.jembe.2004.12.013
31. Sheeba P, Jayalakshmy K V., Saraladevi K. Bottom fauna of dredging and dredge spoil disposal sites of a tropical estuary. *Int J Ecol Environ Sci.* 2004;30: 225–238.
32. Witt J, Schroeder A, Knust R, Arntz WE. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgol Mar Res.* 2004;58: 117–128. doi:10.1007/s10152-004-0177-3
33. Bolam SG, Schratzberger M, Whomersley P. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Mar Pollut Bull.* 2006;52: 1746–1755. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.07.010
34. Powilleit M, Kleine J, Leuchs H. Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Mar Pollut Bull.* 2006;52: 386–396. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.09.037
35. Lavesque N, Blanchet H, de Montaudouin X. Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *J Exp Mar Bio Ecol. Elsevier B.V.;* 2009;368: 101–112. doi:10.1016/j.jembe.2008.09.017
36. Ponti M, Pasteris A, Guerra R, Abbiati M. Impacts of maintenance channel dredging in a northern Adriatic coastal lagoon. II: Effects on macrobenthic assemblages in channels and ponds. *Estuar Coast Shelf Sci. Elsevier Ltd;* 2009;85: 143–150. doi:10.1016/j.ecss.2009.06.027
37. Bolam SG. Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: A comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England and Wales. *Mar Pollut Bull. Elsevier Ltd;* 2012;64: 2199–2210. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.07.050
38. Rehitha T V., Ullas N, Vineetha G, Benny PY, Madhu N V., Revichandran C. Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary. *Ocean Coast Manag. Elsevier Ltd;* 2017;144: 71–82. doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.04.020
39. Vivian JM, Di Domenico M, de Almeida TCM. Effects of dredged material disposal on benthic macrofauna near Itajaí Harbour (Santa Catarina, South Brazil). *Ecol Eng.* 2009;35: 1435–1443. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.06.005
40. Bolam SG, Whomersley P. Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: A comparison of three beneficial use schemes after one year. *Mar Pollut Bull.* 2005;50: 40–47. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.08.006
41. Schaffner LC. Patterns and Rates of Recovery of Macrobenthic Communities in a Polyhaline Temperate Estuary Following Sediment Disturbance: Effects of Disturbance Severity and Potential Importance of Non-local Processes. *Estuaries and Coasts.* 2010;33: 1300–1313. doi:10.1007/s12237-010-9301-6
42. Gutperlet R, Capperucci RM, Bartholomä A, Kröncke I. Benthic biodiversity changes in response to dredging activities during the construction of a deep-water port. *Mar Biodivers.* 2015;45: 819–839. doi:10.1007/s12526-014-0298-0
43. Bolam SG, McIlwaine PSO, Garcia C. Application of biological traits to further our understanding of the impacts of dredged material disposal on benthic assemblages. *Mar Pollut Bull. Elsevier Ltd;* 2016;105: 180–192. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.02.031
44. Skilleter GA, Pryor A, Miller S, Cameron B. Detecting the effects of physical disturbance on benthic assemblages in a subtropical estuary: A Beyond BACI approach. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2006;338: 271–287. doi:10.1016/j.jembe.2006.06.016
45. Paik SG, Yun SG, Park HS, Lee JH, Ma CW. Effects of sediment disturbance caused by bridge construction on macrobenthic communities in Asan Bay, Korea. *J Environ Biol.* 2008;29: 559–566.
46. De Backer A, Van Hoey G, Coates D, Vanaverbeke J, Hostens K. Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Mar Pollut Bull. Elsevier Ltd;* 2014;84: 251–262. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.05.006
47. Pezy JP, Raoux A, Marmin S, Balay P, Niquil N, Dauvin JC. Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Mar Pollut Bull. Elsevier Ltd;* 2017;118: 101–111. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.02.042
48. Bolam SG. Macrofaunal recovery following the intertidal recharge of dredged material: A comparison of structural and functional approaches. *Mar Environ Res. Elsevier Ltd;* 2014;97: 15–29. doi:10.1016/j.marenvres.2014.01.008
49. Do VT, de Montaudouin X, Blanchet H, Lavesque N. Seagrass burial by dredged sediments: Benthic community alteration, secondary production loss, biotic index reaction and recovery possibility. *Mar Pollut Bull.* 2012;64: 2340–2350. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.08.025
50. Moog O, Stubauer I, Haimann M, Habersack H, Leitner P. Effects of harbour excavating and dredged sediment disposal on the benthic invertebrate fauna of River Danube (Austria). *Hydrobiologia. Springer International Publishing;* 2018;814: 109–120. doi:10.1007/s10750-015-2476-x
51. De Biasi AM, Aliani S. Monitoring of marine macrobenthic communities at a dumping site: are cause/effect relationships clear? *Atti Soc Toscana Sci Nat Mem Ser B.* 2001;108: 51–58.

52. Angonesi LG, Bemvenuti CE, Gandra MS. Effects of dredged sediment disposal on the coastal marine macrobenthic assemblage in southern Brazil. *Brazilian J Biol.* 2006;66: 413–420. doi:10.1590/S1519-69842006000300005
53. Kotta J, Herkül K, Kotta I, Orav-Kotta H, Aps R. Response of benthic invertebrate communities to the large-scale dredging of Muuga port. *Est J Ecol.* 2009;58: 286–296. doi:10.3176/eco.2009.4.04
54. Sánchez-Moyano JE, Estacio FJ, García-Adiego EM, García-Gómez JC. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgol Mar Res.* 2004;58: 32–39. doi:10.1007/s10152-003-0166-y
55. van der Wal D, Forster RM, Rossi F, Hummel H, Ysebaert T, Roose F, et al. Ecological evaluation of an experimental beneficial use scheme for dredged sediment disposal in shallow tidal waters. *Mar Pollut Bull.* Elsevier Ltd; 2011;62: 99–108. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.09.005
56. Guerra-García JM, Corzo J, García-Gómez JC. Short-term benthic recolonization after dredging in the harbour of Ceuta, North Africa. *Mar Ecol.* 2003;24: 217–229.
57. Kotta J, Herkül K, Kotta I, Orav-Kotta H, Aps R. Effects of harbour dredging on soft bottom invertebrate communities: Does environmental variability affect the community responses? *US/EU-Baltic Int Symp Ocean Obs Ecosyst Manag Forecast - Provisional Symp Proceedings, Balt.* 2008; 1–6. doi:10.1109/BALTIC.2008.4625534
58. Wilber DH, Ray GL, Clarke DG, Diaz RJ. Responses of Benthic Infauna to Large-Scale Sediment Disturbance in Corpus Christi Bay, Texas. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2008;365: 13–22. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.029
59. Borja A, Muxika I, Rodríguez JG. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Mar Ecol.* 2009;30: 214–227. doi:10.1111/j.1439-0485.2008.00272.x
60. Callaway R. Historical Data Reveal 30-Year Persistence of Benthic Fauna Associations in Heavily Modified Waterbody. *Front Mar Sci.* 2016;3: 1–13. doi:10.3389/fmars.2016.00141
61. Flemer DA, Ruth BF, Bundrick CM, Gaston GR. Macrobenthic community colonization and community development in dredged material disposal habitats off coastal Louisiana. *Environ Pollut.* 1997;96: 141–154. doi:10.1016/S0269-7491(97)00028-6
62. Whomersley P, Huxham M, Bolam S, Schratzberger M, Augley J, Ridland D. Response of intertidal macrofauna to multiple disturbance types and intensities - An experimental approach. *Mar Environ Res.* Elsevier Ltd; 2010;69: 297–308. doi:10.1016/j.marenvres.2009.12.001
63. Foden J, Rogers SI, Jones AP. Human pressures on UK seabed habitats: A cumulative impact assessment. *Mar Ecol Prog Ser.* 2011;428: 33–47. doi:10.3354/meps09064
64. Bolam SG, Rees HL. Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: A habitat approach. *Environ Manage.* 2003;32: 171–188. doi:10.1007/s00267-003-2998-2
65. Bolam SG. Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environ Monit Assess.* 2011;181: 13–27. doi:10.1007/s10661-010-1809-5
66. Mearns AJ, Reish DJ, Oshida PS, Morrison AM, Rempel-Hester MA, Arthur C, et al. Effects of Pollution on Marine Organisms. *Water Environ Res.* 2017;89: 1704–1798. doi:10.2175/106143017X15023776270647
67. Hutchison ZL, Hendrick VJ, Burrows MT, Wilson B, Last KS. Buried alive: The behavioural response of the mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to sudden burial by sediment. *PLoS One.* 2016;11: 1–21. doi:10.1371/journal.pone.0151471
68. Cottrell RS, Black KD, Hutchison ZL, Last KS. The Influence of Organic Material and Temperature on the Burial Tolerance of the Blue Mussel, *Mytilus edulis*: Considerations for the Management of Marine Aggregate Dredging. *PLoS One.* 2016;11: 1–20. doi:10.1371/journal.pone.0147534
69. Wilber DH, Clarke DG, Rees SI. Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Mar Pollut Bull.* 2007;54: 42–52. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.042
70. de Jong MF, Baptist MJ, Lindeboon HJ, Hoekstra P. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES J Mar Sci.* 2015;72: 2409–2422.
71. Bolam SG, Whomersley P, Schratzberger M. Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: Effect of sediment organic and sand content. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2004;306: 157–180. doi:10.1016/j.jembe.2004.01.007
72. Whomersley P, Huxham M, Schratzberger M, Bolam S. Differential response of meio- and macrofauna to in situ burial. *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2009;89: 1091–1098. doi:10.1017/S0025315409000344
73. Taupp T, Wetzel MA. Relocation of dredged material in estuaries under the aspect of the Water Framework Directive - A comparison of benthic quality indicators at dumping areas in the Elbe estuary. *Ecol Indic.* Elsevier Ltd; 2013;34: 323–331. doi:10.1016/j.ecolind.2013.05.008
74. Orbicon. Udvildelse af Vordingborg Havn og sejlrende- miljøkonsekvensvurdering af klappning. 2016.
75. Rosewarne PJ, Svendsen JC, Mortimer RJG, Dunn AM. Muddied waters: suspended sediment impacts on gill structure and aerobic scope in an endangered native and an invasive freshwater crayfish. *Hydrobiologia.* 2014;722: 61–74. doi:10.1007/s10750-013-1675-6
76. Qian PY, Qiu JW, Kennish R, Reid CA. Recolonization of benthic infauna subsequent to capping of contaminated dredged material in East Sha Chau, Hong Kong. *Estuar Coast Shelf Sci.* 2003;56: 819–831. doi:10.1016/S0272-7714(02)00320-7

77. Dolmer P, Dahl K, Frederiksen S, Berggren U, Prüssing S, Støttrup J, et al. Udvalget om miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer: Delrapport vedr. habitatpåvirkninger. 2002.
78. Nayar S, Goh BPL, Chou LM. Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2004;59: 349–369. doi:10.1016/j.ecoenv.2003.08.015
79. Jaglal K. Contaminated Aquatic Sediments. *Water Environ Res.* 2014;86: 1651–1676. doi:10.2175/106143017X15023776270575
80. Collier CJ, Adams MP, Langlois L, Waycott M, O'Brien KR, Maxwell PS, et al. Thresholds for morphological response to light reduction for four tropical seagrass species. *Ecol Indic.* Elsevier Ltd; 2016;67: 358–366. doi:10.1016/j.ecolind.2016.02.050
81. Chartrand KM, Szabó M, Sinutok S, Rasheed MA, Ralph PJ. Living at the margins – The response of deep-water seagrasses to light and temperature renders them susceptible to acute impacts. *Mar Environ Res.* Elsevier; 2018;136: 126–138. doi:10.1016/j.marenvres.2018.02.006
82. NIRAS. Præsentation af Model til beregning af spredning fra klapping af uddybnings-materialer. 2013.



Foto: Jan Skriver.

4. Fysiske konstruktioner

Menneskeskabte fysiske konstruktioner er i dette review afgrænset til havne, sluser, dæmninger, broer, havvindmøller, permanente kabler og rørledninger på havbunden samt kystbeskyttelse (diger, høfder, og lignende) i de danske kystvande inden for afgrænsningen givet ved vandrammedirektivet (VRD). Der er udelukkende fokuseret på effekter af etablerede anlæg og ikke effekter relateret til selve anlægsfasen eller til aktiviteter på anlæggene, der på anden vis kan påvirke det marine miljø.

4.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Menneskeskabte fysiske konstruktioner har to primære påvirkningsmekanismer 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, opholdstid og lignende. Begge mekanismer kan potentielt påvirke de ”hydro-morfologiske kvalitetselementer” (dvs. salinitet, substrattype, strømhastigheder, opholdstid mv.) og derigennem have en effekt på de biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, bundfauna og bundvegetation). De konkrete effekter afhænger af type, anvendelse, udformning og størrelse af den fysiske konstruktion. I VRD-sammenhæng kan vandområder med fysiske konstruktioner/ændringer, som substantielt påvirker de hydro-morfologiske kvalitetselementer i en grad, så vandområdet skifter karakter og forhindrer opnåelse af god økologisk tilstand, udpeges som *stærkt modificerede vandområder* [1]. For stærkt modificerede områder opstilles i stedet målsætninger om godt økologisk potentiale

Havne: Selve havnekonstruktionen vil tildække/befæste naturlige habitater og fungere som en ny type substrat, der kan danne grundlag for nye habitater. Dette har primært en lokal effekt på bundfauna og bundvegetation, men vil ikke være potentielt væsentlige på vandområdeniveau. Den lokale effekt vil primært være knyttet til selve konstruktionen. Derudover kan havnekonstruktionen påvirke de lokale strømningsmønstre i og omkring havneanlægget.

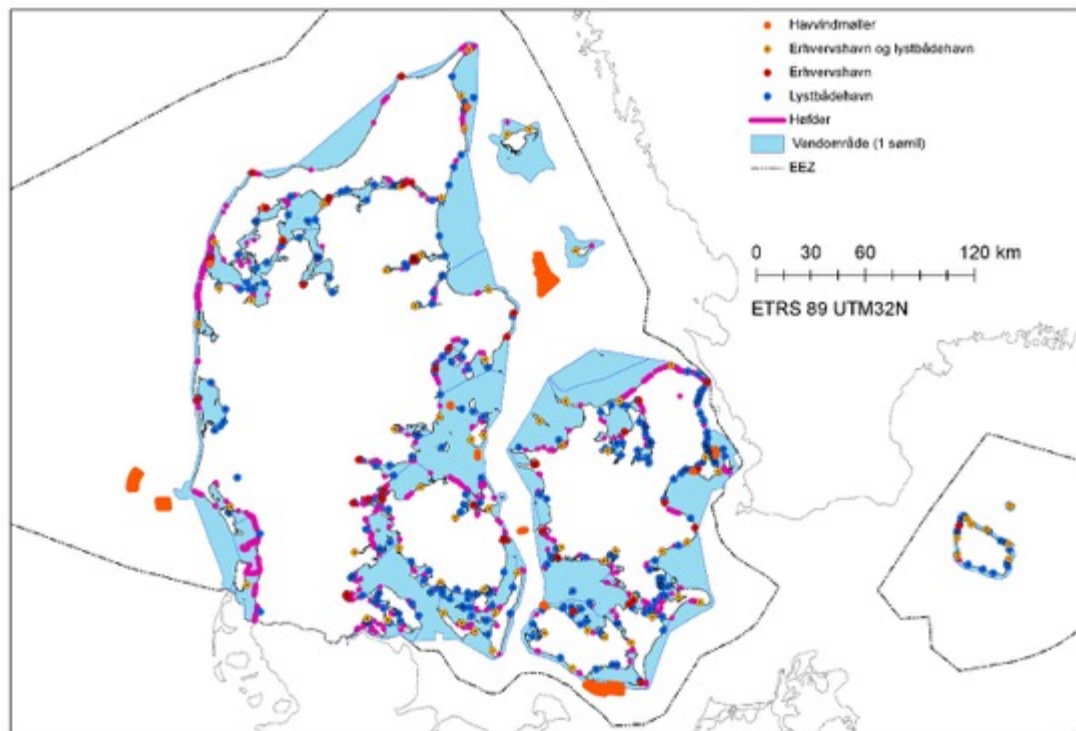
Sluser og dæmninger har til formål at kontrollere/nedsætte vandudvekslingen og kan derfor have en effekt på de hydrologiske forhold (fx vandudveksling, ferskvandspåvirkning, strømforhold, salinitet og lagdeling). Afhængig af udformning og funktion kan sluser og dæmninger påvirke hele vandområder og alle kvalitetselementer. Generelt vil en reduceret ferskvandspåvirkning eller øget udveksling med tilstødende åbne kystvande efter en adaptationsfase resultere i højere salinitet, reduceret klorofylkoncentration, større sigtddybde samt forbedrede vilkår for bundvegetation og bunddyr på vandområdeniveau. Sluser kan også modsat reducere tilførslen af saltvand og dermed resultere i mindsket fortynding af afstrømningen, hvilket vil medføre øget koncentrationen af klorofyl og skabe anderledes betingelser for bunddyr og planter. Derudover kan der være lokale ændringer i strømforhold samt en effekt på substratet i tilknytning til selve konstruktionen, hvilket lokalt kan påvirke bundfauna og vegetation.

Broer kan have en hydrologisk effekt som følge af bropiller/fundament. Alt efter udformning af bropillerne og evt. afværgeforanstaltninger kan broernes påvirkning af de hydrologiske forhold spænde fra ubetydelig til en ”dæmningseffekt”. I de fleste tilfælde vil bropiller dog have langt mindre hydrologisk effekt end f.eks. dæmninger og ved anlæg af nye broer tilstræbes ofte ”0-løsninger” således, at de hydrologiske forhold kun påvirkes ubetydeligt. Bropiller har derudover en habitatmodificerende effekt.

Hård kystbeskyttelse (høfder) er konstrueret til at have en (lokal) effekt på strømforhold, bølgeeksponering og sedimenttransport, hvilket primært påvirker den kystnære (lokale) bundvegetation og -fauna. Derudover har kystbeskyttelsen en habitatmodificerende effekt, hvor kystbeskyttelsen består af hårdt substrat. Ændringen i substrat vil have en habitatmodificerende effekt i tilknytning til selve konstruktionen.

Vindmøllefundamenter vil primært have en lokal habitatmodificerende effekt, men vil også i mindre omfang kunne påvirke de lokale hydrologiske forhold omkring fundamentene.

Kabler og rør på havbunden har primært en effekt på typen af substrat, som er tilgængeligt for bunddyr og bundvegetation og kan virke som en barriere for mobile bunddyr. Derudover medfører konstruktionerne ændringer i de helt bundnære strømningsforhold.



Figur 4.1. Kort over placering af havvindmøller, havne og høfder (kystbeskyttelse) i danske farvande.

4.2 Dokumenteret påvirkning

Påvirkninger fra fysiske konstruktioner er inddelt i hydromorfologiske effekter, som potentielt kan påvirke store områder langt fra den fysiske konstruktion og i habitatmodificerende effekter, som er begrænset til selve den fysiske konstruktion og dens umiddelbare nærområde (se også tabel 4.1).

Hydromorfologiske effekter: Sluser og dæmninger, som substantielt påvirker vandudveksling mellem et fjordområde og havet eller kontrollerer ferskvandstilførslen til fjordområdet, kan have signifikante og målbare effekter på vandområdeniveau [2-4]. Fx har [2-4] påvist regimeskift i Ringkøbing Fjord som følge af ændringer i slusepraksis. Den ændrede slusepraksis betød øget udveksling med højsalint Nordsøvand, som fik saliniteten i fjorden til at stige ca. 2 PSU. Dette bevirkede et skift fra et bottom-up kontrolleret system med høje klorofylkoncentrationer, lav sigtddybde og lille bentisk biomasse til et top-down kontrolleret system med væsentligt lavere klorofyl koncentrationer, større sigtddybde og øget bentisk biomasse. Især det bentiske samfunds respons til (menneskeskabte) ændringer i vandudveksling mellem brakvands- og havvands-systemer er velundersøgt og viser, at sammensætning og type af de bentiske samfund er følsomt overfor ændringer i vandudveksling [4, 5]. Ligeledes er der dokumenteret effekter på økosystemniveau som følge af ændringer i ferskvandstilførsler forårsaget af opstrøms dæmninger [6] eller ændret slusepraksis [3]. Det er således dokumenteret, at en reduceret ferskvandstilførsel medfører forbedrede lysforhold, ændringer for bentiske mikroalger og fytoplankton [6, 7], nedgang i opportunistiske makroalger [3, 8] og stigning i arealdækning og biomasse af havgræsser [3]. Det er ligeledes dokumenteret, at totalt inddæmmede brakvandsområder over tid kan ændres til ferskvandssøer, med opblomstringer af giftige alger og cyanobakterier til følge [9]. Der er dog også eksempler på, at dæmninger og sluser, alt efter udformning og slusepraksis, kun har mindre betydning for de økologiske forhold (klorofyl- og iltkoncentrationer) [10], hvilket sandsynligvis vil være tilfældet for de fleste højvandssluser.

Det har ikke været muligt at finde dokumentation for, at broer og havvindmøller har hydrologiske effekter og dermed økosystemeffekter af samme betydning og på samme rumlige skala som dæmninger og sluser, sandsynligvis fordi de ikke i samme grad påvirker de hydrologiske forhold. Dokumenterede effekter af broer er primært relateret til ændrede strømforhold i nærområdet omkring bropillerne [11], som ikke vurderes at have betydning for de økologiske forhold på vandområdeniveau. I VVM-redegørelser for anlæg af broer i danske vandområder vurderes ligeledes, at de permanente effekter af broernes fysiske strukturer ikke har nævneværdig betydning for vandkvaliteten og at der tilstræbes "0-løsninger" [12, 13] således, at de hydrauliske forhold kun påvirkes ubetydeligt. Alt afhængig af konstruktionen kan broer dog virke som en slags dæmning/tærskel, som kan påvirke vandudskiftningen [14], men der er ikke fundet dokumentation for, at broers hydrologiske effekt er stor nok til at kunne påvirke biologien på vandområdeniveau. Der er dokumenteret ændrede strømforhold og klorofylkoncentrationer lokalt omkring vindmøllefundamenter [15], men ikke på større (>200 m) rumlig skala. Ligeledes er der observeret ændringer i bundfaunasamfundet omkring (<50 m) vindmøllefundamenter, sandsynligvis som følge af lokalt forøget sedimentation [15].

Den undersøgte litteratur vedrørende hydrologiske effekter af havne og afledte miljøeffekter viser enkelte eksempler på, at havne kan påvirke lokale strømforhold og saliniteten ved bunden og dermed bundfaunasamfundet [16].

Hård kystbeskyttelse (fx høfder) har dokumenterede hydrologiske effekter og kan påvirke bølgeeksponering, kyststrømme, sedimenttransporter, sedimentationsrater og lysforhold [17-19], hvilket har dokumenterede effekter på især epibiota-samfund i kystområder. Fx kan en mindsket strøm og bølgeeksponering ved kystbeskyttelse reducere materialetransport fra land til havet, ændre resuspensionsmønstre, ændre sedimenternes kornstørrelse og påvirke lysforholdene, hvilket vil have effekter for de kystnære habitater og især epibiota-samfund langs kysten. Ligeledes kan ændring/afbrydelse af kyststrømme fx ved høfder mindske konnektiviteten mellem ellers sammenhængende områder og dermed påvirke spredning og medføre akkumulering af organismer [17]. De dokumenterede hydrologiske effekter af kystbeskyttelsen er således ikke begrænset til selve kystbeskyttelsesstrukturen, men dog koblet til områder tæt på/langs med kysten.

Ændringer i de hydrologiske forhold (primært strømforhold), som følge af en fysisk konstruktion kan have afledte morfologiske effekter i form af ændrede sedimentations og eroderingsforhold. Fx er der observeret ændrede sedimentationsforhold omkring vindmøllefundamenter [15] og ændringer i sediment transport, sedimentationsforhold og sedimentsammensætning i relation til kystbeskyttelse [17,41], marinaer og havne [42,43].

Substrat- og habitatmodificerende effekter: Menneskeskabte fysiske strukturer tilføjer nyt (kunstigt) substrat til et givet område, hvilket favoriserer de organismer, som kan udnytte substratet til levested. Endvidere medfører de fysiske konstruktioner tab af naturlige habitater i de områder, som befæstes af de kunstige konstruktioner. Konsekvenserne af denne substrat- (og dermed habitat-) ændring afhænger primært af konstruktionstypen (overflademateriale, topologi, konstruktion, mm) [17] og af de omgivne naturlige habitater [20]. Fysiske konstruktioner danner nye hårde habitater, som på flere måder adskiller sig fra de naturlige habitater, hvilket påvirker typen, densiteten og biodiversiteten af især epibiota (både fauna og makroalger) samt de associerede fiskesamfund [21-23]. Anlæg af fysiske konstruktioner i blødbundsområder vil derfor resultere i et lokalt skift fra blødbundslevende arter og samfund til hårbundslevende epibiota og kan fungere som et hot spot for biologisk aktivitet [15] og biodiversitet [24, 25]. De menneskeskabte fysiske konstruktioner kan således i en vis udstrækning kompensere for tabet af hårde substrater [23] som følge af andre menneskelige aktiviteter (fx det historiske stenfiskeri) og de kan fungere som korridorer eller ”stepping stones”, som forbinder ellers adskilte populationer [26]. Men menneskeskabte fysiske strukturer vil, også selvom de er lavet af naturmaterialer, adskille sig fra andre naturlige hårbundssamfund, som findes på fx sten, stenrev og ved klippekyster [27, 28], idet det kunstige substrat vil være anderledes med hensyn til især overfladetekstur, hældning og topologi [29] end naturligt hårdt substrat, hvilket påvirker rekruttering, vækst, konkurrenceforhold, prædation og reproduktion for epibiota tilknyttet strukturerne [27, 28, 30]. Fysiske konstruktioner danner ofte vertikale strukturer i hele vandsøjlen og er dermed anderledes end naturlige habitater, hvilket bl.a. kan resultere i anderledes samfund, ekstremt høje tætheder med mindre individstørrelser [31] samt ændre biodiversiteten af både

bundfauna og makroalger [23, 27, 32, 33]. Vertikale kunstige substrater kan også resultere i øget vækst og individstørrelse, som det kendes fra fx muslinge- og makroalgefarme, fordi der tilføres kunstigt substrat i vandsøjlen i form af liner og net, hvor fødetilgængeligheden for filtrerende organismer ofte er større og lysforholdene for makroalger er bedre. Såfremt de kunstige strukturer koloniseres af filtrerende organismer, kan det have betydning for fx klorofylkoncentrationen i det omkringliggende vand [15]. Permanente rør og kabler på havbunden adskiller sig fra det generelle mønster for konstruktioner bl.a. ved at være horisontale strukturer, som udover at bidrage med nyt hårdt substrat, der hurtigt koloniseres af epibiota, også kan agere barriere for mobile dyr, som fx krabber [34].

Den direkte habitatmodificerende effekt af fysiske konstruktioner kan således have lokal betydning for især kvalitetselementerne bundfauna og bundvegetation og kan i de tilfælde, hvor det kunstige habitat koloniseres af filtratorer, også påvirke kvalitetselementet fytoplankton (klorofyl) i umiddelbar nærhed af de kunstige strukturer. Såfremt den fysiske konstruktion erstatter/befæster blødbundshabitater kan indikatorerne ålegræssets dybdegrænse og bunddyrsindekset DKI, teoretisk set blive påvirket, da begge disse indikatorer er relateret til blødbundshabitater.

Tabel 4.1. Sammenfatning af de mekanismer, hvorved fysiske konstruktioner kan forventes at påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, ålegræs og fytoplankton og afledte økologiske effekter. De generelle påvirkningsmekanismer er overordnet set gældende for alle konstruktionstyper, men på forskellig rumlig skala og af forskellig effekt.

Fysisk Konstruktion	Dokumenterede påvirkningsmekanismer og effekter på kvalitetselementer
Sluse/dæmning	1) Ændring af hydromorfologiske forhold som har effekt på vandområdeniveau for klorofyl, bunddyr og bundplanter samt lys [2]. 2) Habitatmodificerende effekt ¹ som resulterer i mindre og lokale effekter primært for bundfauna og bundvegetation, samt tab af naturlige habitater [17]
Broer	1) Ændring af lokale hydromorfologiske forhold relateret til bropiller [11]. Der er ikke fundet dokumentation for, at broers hydrologiske effekter kan inducere betydende økologiske effekter på vandområde niveau. 2) Habitatmodificerende effekt, som resulterer i mindre og lokale effekter primært for bundfauna og bundvegetation samt tab af naturlige habitater [17, 39]
Havvindmøller	1) Ændring af lokale hydrologiske forhold omkring vindmøllefundamenter [15]. Der er ikke fundet dokumentation for, at vindmøllers hydrologiske effekter kan inducere betydende økologiske effekter på vandområde niveau. 2) Habitatmodificerende effekt, som påvirker epibiota og klorofyl på grund af nyt substrat [15, 36], samt tab af naturlige habitater.
Havne	1) Ændring af lokale hydromorfologiske forhold med effekter på bundfaunasamfund, som tilskrives ændret bund salinitet, strømforhold, sedimentation og sedimenttransport [16] 2) Habitatmodificerende effekter, som påvirker især sammensætning og biodiversitet af epibiota samfund [23, 35, 40]
Hård Kyst-Beskyttelse	1) Ændring af kystnære hydromorfologiske forhold, herunder især ændring af kyststrømme og bølgeeksponering, som kan reducere spredning/udveksling af organismer og materiale [17, 18]. 2) Habitatmodificerende effekt som påvirker sammensætning, vækst og biodiversitet af kystnære bentske dyr og plantesamfund og medfører tab af naturlige habitater [17, 23]
Rør og kabler	1) Ændring af bundnære hydrologiske forhold, men der er ikke fundet dokumentation for, at dette kan inducere betydende økologiske effekter på vandområde niveau. 2) Habitatmodificerende effekt, med påvirkning af epibiota samfund og nedsat konnektivitet (barriere effekt) [34]

¹ Der er ikke fundet dokumenterede habitatmodificerende effekter specifikt for sluser

De habitatmodificerende effekter af fysiske konstruktioner er tæt koblet til selve den fysiske konstruktion og de afledte økologiske effekter er dokumenteret for mange forskellige typer af konstruktioner herunder havne [35], havvindmøller [36] og kystbeskyttelse [17]. Effekternes størrelse er tæt koblet til befæstningsarealet (tab af naturlige habitater) samt til overfladearealet og opbygning af den fysiske konstruktion (nyt substrat). Økologiske ændringer induceret af habitatmodifikationen vil kun i mindre grad kunne detekteres til nærliggende områder omkring de kunstige strukturer, og vil kunne henføres til ændrede fødekæder [37], ændrede lysforhold [19, 38], ændret filtration og sedimentationsforhold [15, 19]. Økologiske effekter som følge af habitatmodifikationen er ikke dokumenteret på større rumlig skala.

4.3 Påvirkningens afhængighed af andre faktorer

Effekter af fysiske konstruktioner på kvalitetselementerne vil primært afhænge af miljøforholdene (fx salinitet, substrat, strømforhold, aktuelle samfund mm) i det område, den fysiske konstruktion er placeret forstået som, at det fx vil være det aktuelle bundfaunasamfund, med den for vandområdet specifikke artssammensætning, der bliver påvirket. Derudover er effekterne af fysiske konstruktioner ikke afhængige af andre faktorer.

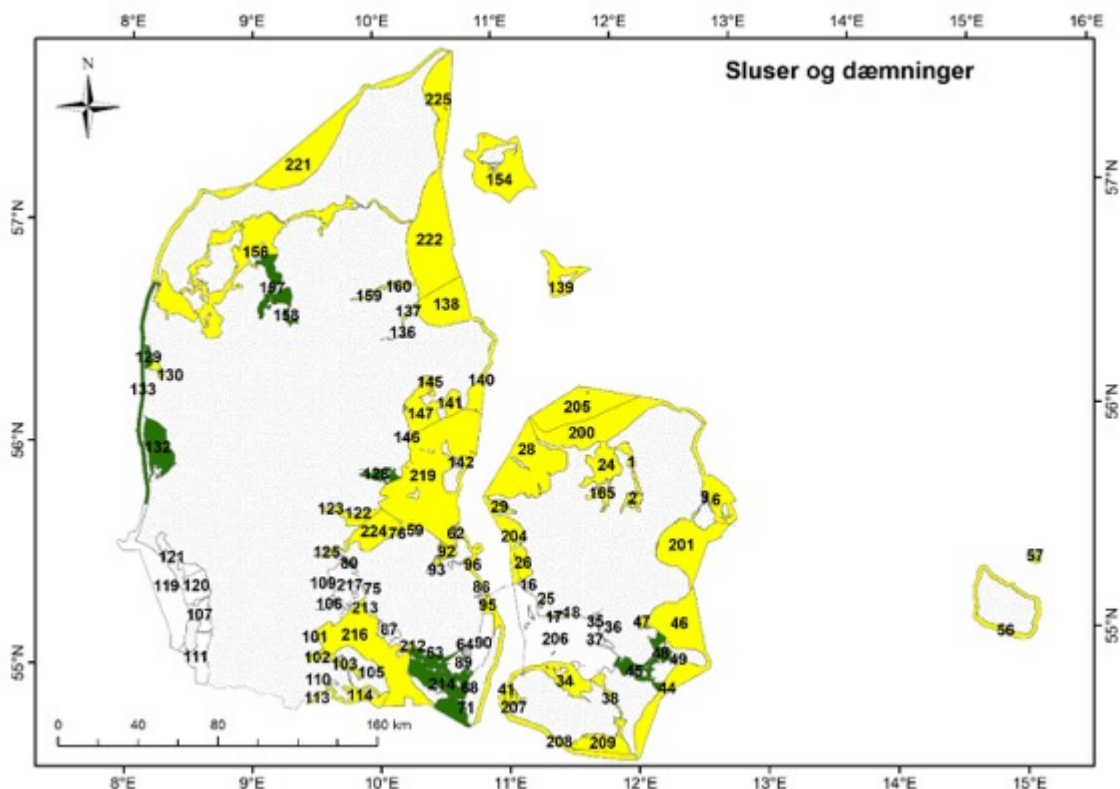
4.4 Påvirkningens relative betydning

Fysiske konstruktioner, som har substantiel indvirkning på de hydromorfologiske forhold, kan ændre et vandområdes karakter og påvirke alle kvalitetselementerne. Omfanget af påvirkning afhænger primært af konstruktionens udformning, placering og anvendelse (fx slusepraksis). Litteraturen viser, at det primært er sluser og dæmninger, der kan påvirke de hydrologiske forhold i en grad, så det har økologiske effekter på vandområdeniveau. For andre fysiske konstruktioner er den hydrologiske effekt for lokal/lille til at kunne påvirke kvalitetselementerne på vandområdeniveau.

Alle fysiske konstruktioner har en habitatmodificerende effekt, som primært har betydning for sammensætning, vækst, densitet og biodiversitet af den epibiota (bunddyr og bundplanter), som kan benytte konstruktionen som habitat samt for de samfund, der forsvinder ved konstruktionens tilblivelse. Dette kan have afledte effekter i nærområdet særligt for de associerede mobile prædatorer, de bentiske samfund samt på sedimentationsrater, lys og klorofylkoncentrationer. Habitateffekterne vil således være stærkt knyttet til selve den fysiske konstruktion, men kan dog i mindre grad også påvirke habitater i nærområdet. På vandområdeniveau er effekten af habitatændringer dog meget begrænset, da <5% (visuel inspektion) af arealet af et givent vandområde er påvirket af habitatforandringerne. For Københavns havn udgør arealet dog så stor en del af det pågældende vandområde, at de fysiske konstruktioner udgør en meget væsentlig del af vandområdets samlede areal og her vil de have en betydning for tilstandsvurdering af kvalitetselementerne.

4.5 Tilgængelige data

Der findes pålidelige data for placering af de fleste typer af fysiske konstruktioner med undtagelse af rør og kabler på havbunden. For dæmninger, sluser og broer er der ikke nødvendigvis tilgængelige data for konstruktionen og slusepraksis, hvilket kan være nødvendigt for en præcis effektvurdering. For langt de fleste fysiske konstruktioner etableret før 1990, vil data for ”før” biologiske forhold ikke eksistere.



Figur 4.2. Vandområder hvor der er sluse/dæmninger. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder

4.6 Konklusion

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 vandrammedirektivet. Omfanget af effekten kræver en nærmere undersøgelse, idet den blandt andet afhænger af den specifikke konstruktion, sluse praksis og eksisterende forhold. Andre typer af fysiske konstruktioner (broer, kystbeskyttelse, havne osv.), kan have lokale hydrologiske effekter, men der er ikke fundet dokumentation for, at lokale hydrologiske ændringer har indvirkning på epibiota samfund og pelagiske parametre (herunder fytoplankton/klorofyl, lys og ilt) på vandområde niveau. Alle fysiske konstruktioner har en habitatmodificerende effekt forårsaget af tilførslen af nyt, kunstigt substrat og tab af naturligt substrat som følge af befæstning. Habitatmodifikationen påvirker især epibiota samfund tilknyttet konstruktionen og i

mindre omfang området i umiddelbar nærhed af konstruktionen. 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 (<5%) i forhold til vandområdets areal (tabel 4.2). Der kan dog forekomme undtagelser (fx Københavns havn), hvor den fysiske konstruktion udgør en stor del af vandområdet og dermed har kan have effekter på vandområdeniveau.

Tabel 4.2 Fysiske konstruktioners egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetslementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makro-alger	Bund-fauna	Iltforhold	Sigtdybde
Sluser/dæmninger	5	5	5	5	1	5
Broer	1	2	2	2	1	1
Havne ¹	1	2	2	2	1	1
Havvind-møller	2	2	2	2	1	1
Kyst-beskyttelse	1	2	2	2	1	1
Rør og kabler	1	1	2	2	1	1

¹Københavns havn er en undtagelse, idet havnen dækker stort set hele vandområdet. Areal af de resterende (erhvervs) havne << vandområde areal

4.7 Referencer

1. Anon, CIS 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, in Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). 2003.
2. Petersen, J.K., et al., Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecological Applications*, 2008. **18**(2): p. 497-510.
3. Lillebo, A.I., et al., Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2005. **65**(4): p. 697-707.
4. Correia, M.J., et al., Inter-annual variations of macrobenthic communities over three decades in a land-locked coastal lagoon (Santo Andre, SW Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2012. **110**: p. 168-175.
5. Felix, P.M., et al., Short-term versus long-term changes in the benthic communities of a small coastal lagoon: Implications for ecological status assessment. *Vie Et Milieu-Life and Environment*, 2013. **63**(1): p. 11-22.
6. Tolley, S.G., et al., The responses of turbidity, CDOM, benthic microalgae, phytoplankton and zooplankton to variation in seasonal freshwater inflow to the Caloosahatchee Estuary. Final Data Analysis and Interpretation Report to South Florida Water Management District, 2010.
7. Senneville, S., et al., Moderate effect of damming the Romaine River (Quebec, Canada) on coastal plankton dynamics. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2018. **203**: p. 29-43.
8. Martins, I., et al., Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgal blooms in a eutrophic estuary: A case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2001. **52**(2): p. 165-177.
9. Verspagen, J.M.H., et al., Water management strategies against toxic *Microcystis* blooms in the Dutch delta. *Ecological Applications*, 2006. **16**(1): p. 313-327.
10. Erichsen, A.C., Effekter af Virksunddæmningen på vandkvaliteten i Hjarbæk Fjord. 2014, DHI.
11. Liu, Z., et al., Impact of small-scale structures on estuarine circulation. *Ocean Dynamics*, 2018. **68**(4-5): p. 509-533.
12. Vejdirektoratet, Ny bane på tværs af Vejle Fjord. Sammenfattende rapport. VVM redegørelse. 2016, Vejdirektoratet.
13. Vejdirektoratet, Ny fjordforbindelse ved Frederikssund. VVM redegørelse, Miljøvurdering del 3. 2010, Vejdirektoratet.
14. Vejdirektoratet, Ny fjordforbindelse ved Frederikssund. Sammenfattende rapport. 2010, Vejdirektoratet.

15. Maar, M., et al., Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research*, 2009. **62**(2-3): p. 159-174.
16. Dauvin, J.-C., et al., Does the Port 2000 harbour construction have an effect on the Seine estuary suprabenthic community? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2010. **86**(1): p. 42-50.
17. Bulleri, F. and M.G. Chapman, The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 2010. **47**(1): p. 26-35.
18. Burcharth, H.F.H., S.J.; Zanuttigh, B.; Lamberti, A., *Environmental Design guidelines for low crested coastal structures*. 2007, Amsterdam: Elsevier.
19. Bertasi, F., et al., Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, 2007. **586**: p. 277-290.
20. Bulleri, F., The introduction of artificial structures on marine soft- and hard-bottoms: ecological implications of epibiota. *Environmental Conservation*, 2005. **32**(2): p. 101-102.
21. Clynick, B.G., Characteristics of an urban fish assemblage: Distribution of fish associated with coastal marinas. *Marine Environmental Research*, 2008. **65**(1): p. 18-33.
22. Clynick, B.G., M.G. Chapman, and A.J. Underwood, Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecology*, 2008. **33**(2): p. 140-150.
23. Walker, D.I. and G.A. Kendrick, Threats to macroalgal diversity: Marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Botanica Marina*, 1998. **41**(1): p. 105-112.
24. Connell, S.D. and T.M. Glasby, Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 1999. **47**(4): p. 373-387.
25. Inger, R., et al., Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 2009. **46**(6): p. 1145-1153.
26. Glasby, T.M. and S.D. Connell, Urban structures as marine habitats. *Ambio*, 1999. **28**(7): p. 595-598.
27. Moschella, P.S., et al., Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 2005. **52**(10-11): p. 1053-1071.
28. Edwards, R.A. and S.D.A. Smith, Subtidal assemblages associated with a geotextile reef in south-east Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 2005. **56**(2): p. 133-142.
29. Baine, M., Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management*, 2001. **44**(3-4): p. 241-259.
30. Whorff, J.S., L.L. Whorff, and M.H. Sweet, Spatial variation in an algal turf community with respect to substratum slope and wave height. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1995. **75**(2): p. 429-444.
31. Moreira, J., M.G. Chapman, and A.J. Underwood, Seawalls do not sustain viable populations of limpets. *Marine Ecology Progress Series*, 2006. **322**: p. 179-188.
32. Bacchiocchi, F. and L. Airoidi, Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2003. **56**(5-6): p. 1157-1166.
33. Bulleri, F., Is it time for urban ecology to include the marine realm? *Trends in Ecology & Evolution*, 2006. **21**(12): p. 658-659.
34. Glaholt, R.G., M. Nunas, and S. Ong, An investigation into the influence of marine pipelines and cables on benthic ecology and biodiversity. *Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way-Management*, ed. J.W. GoodrichMahoney, D.F. Mutrie, and C.A. Guild. 2002. 765-775.
35. Megina, C., et al., Harbours as marine habitats: hydroid assemblages on sea-walls compared with natural habitats. *Marine Biology*, 2013. **160**(2): p. 371-381.
36. Petersen, J.K. and T. Malm, Offshore windmill farms: Threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio*, 2006. **35**(2): p. 75-80.
37. Caine, E.A., Potential effect of floating dock communities on a South-Carolina estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1987. **108**(1): p. 83-91.
38. Blockley, D.J., Effect of wharves on intertidal assemblages on seawalls in Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 2007. **63**(4): p. 409-427.
39. Davis, N., G.R. Vanblaricom, and P.K. Dayton, Man-made structures on marine sediments - effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, 1982. **70**(3): p. 295-303.
40. Mayer-Pinto, M., et al., Sydney Harbour: a review of anthropogenic impacts on the biodiversity and ecosystem function of one of the world's largest natural harbours. *Marine and Freshwater Research*, 2015. **66**(12): p. 1088-1105.
41. Palinkas, C. M., et al, The Influence of Breakwaters on Nearshore Sedimentation Patterns in Chesapeake Bay, USA. *Journal of Coastal Research*, 2016. **32**(4): 788-799.
42. Caceres, R. A., et al., Analysis of Sedimentation Problems at the Entrance to Mar del Plata Harbor, *Journal of Coastal Research*, 2016. **32**(2): 301-314.
43. Rivero, N. K., et al. Environmental and ecological changes associated with a marina. *Biofouling*, 2013. **29**(7): 803-815.

5. Fiskeri

Det kystnære fiskeri i Danmark foregår fra relativt små fartøjer, hvoraf en stor del fisker med garn [1], 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. Disse bundsløbende redskabstyper har forskellig fysisk påvirkning af havbunden (areal og sedimentdybde) under brug, hvor eksempelvis snurrevod har en meget stor arealpåvirkning per time (1 km²) men kun i sedimentets øverste lag (mindre end 2 cm dybde) [2]. Modsat forholder det sig for muslingeskrabere, som typisk påvirker et væsentligt mindre areal per time fiskeri (0,05 km²). Intensiteten og udbredelsen af fiskeriet har sammen med den specifikke fysiske redskabspåvirkning stor betydning for påvirkningen af kvalitetselementerne og bør inkluderes i beregninger og mål for det samlede fiskeripres for vandområderne [3].

5.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Fiskeri i vandområderne kan påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, blomsterplanter (ålegræs) og fytoplankton både direkte og indirekte. Bundfauna, makroalger og ålegræs kan blive fjernet eller beskadiget ved den direkte fysiske kontakt med de forskellige komponenter af bundsløbende redskaber (skovle, kæder, liner, trawl, etc.). Den fysiske bundkontakt kan også indirekte påvirke kvalitetselementerne ved at ændre deres habitater, herunder forårsage ændringer i havbundens struktur og i de biogeokemiske processer, der er relateret til sedimentets struktur og bundfaunaens ventilation af sedimentet. Det gælder fluxe af næringsstoffer og giftig svovlbrinte, resuspension af partikler og iltning af sedimentet. Disse påvirkninger kan føre til ændrede livs- eller formeringsforhold. 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. Udsnid af uønsket fangst og øget eksponering og dødelighed af bundlevende organismer efter redskabspåvirkninger favoriserer de ådselædende dyr og ændrer ligeledes fødetilgængelighed og energitilførsel til de bentiske habitater. De resulterende ændringer i arts- og størrelsessammensætningen i bundfaunasamfundene påvirker forskellige interaktioner især omhandlende fødekæder, konkurrence og økosystemfunktioner. Fiskeri kan også påvirke tilstanden af ålegræsenge og tangskove indirekte ved at reducere mængden af rovfisk og dermed mindske deres regulering af den tilknyttede fauna- og flora i disse områder.

5.2 Dokumenteret påvirkning

I den følgende gennemgang af den dokumenterede påvirkning af kvalitetselementerne fra fiskeri er der fokuseret på effekterne fra bundsløbende redskaber, mens der i nogen grad er set bort fra passive redskaber såsom nedgarn, bundgarn, ruser og tejner på grund af deres begrænsede miljøeffekter generelt [4] og i særdeleshed i forhold til kvalitetselementerne. Dog foregår der et væsentligt fiskeri (både kommercielt og rekreativt) med

passive redskaber i vandområderne og når der i det følgende redegøres for potentielle indirekte fødekædeeffekter på kvalitetselementerne, gennem fangst og udsmid af fisk, så gælder beskrivelsen af denne påvirkningsmekanisme også for disse redskaber.

Bundfauna: Relativt få studier af fiskerieffekter har beskæftiget sig med kystnære og lavvandede områder, hvorimod litteraturen er rig på studier foretaget i mere åbne havområder på vanddybder over 25 m uden makrovegetation. I et globalt oversigtsstudie [5] er der afhængigt af sediment og redskabstype påvist bundfauna individ-dødeligheder på mellem 6-41% per redskabs passage. Hydrauliske skrabere (en redskabstype hvor både sediment og skaldyr suges op i fartøjet gennem en slange vha. undertryk) påførte den højeste dødelighed efterfulgt af traditionelle skaldyrs-skrabere, bomtrawl, almindelige bundtrawl. I [6] blev der fundet en reduktion på 26% i bundfauna individtæthed og 19% i artstæthed ved én redskabs passage og konkludere, at dødeligheden varierede med sedimentsammensætningen og graden af tidligere fiskeripåvirkning. Tilsvarende effekter af forskellige typer af fiskeri på bundfaunaen (reduktioner i individtæthed, artstæthed og biomasse gennem direkte fysisk påvirkning af organismer eller gennem ændringer af habitatet) er påvist for forskellige bundsløbende redskaber i en lang række undersøgelser i Nordsøen, Kattegat og andre lignende farvande [7,8,17-24,9-16]. Det har vist sig, at forskellige arter påvirkes af fiskeri i forskellig grad afhængig af biologiske karaktertræk såsom tilknytning til sedimentet, størrelse, livslængde, og føde- og formeringsstrategi således, at fx store, fastsiddende, langt-levende epifauna-arter har højere dødelighed end små, kortlivede infauna-organismer [25-32]. For enkelte kombinationer af redskaber og habitattyper (lette hestereje-bomtrawl på sandbund [33] og mindre rejetrawl på blød bund [34] har der ikke kunnet påvises signifikante habitatpåvirkninger.

Fiskeriet kan også indirekte, gennem kaskadeeffekter i havets fødenet, ændre artstæthed og individtæthed af bundfaunaen ved fangst af prædatorer, udsmid af uønsket fangst samt øget eksponering og dødelighed af bundlevende organismer [35-39]. Alle disse effekter kan medføre, at specielt gruppen af ådselædende bunddyr fremmes samtidigt med, at der sker en generel reduktion i havbundens biodiversitet. Sådanne effekter er påvist i en række studier [24,40-43] og ved gentagne fiskeripåvirkninger med bundsløbende redskaber vil der typisk ske et skift i artssammensætningen i bundfauna-samfundene fra større, fastsiddende filtratorer imod infauna og mobile ådselædere samt imod en dominans af arter med kortere livshistorie og hurtig re-kolonisering [8,44-49].

EU-landene har udviklet en række bundfaunaindikatorer til overvågning af havbundens miljøstatus (fx AMBI, BQI og DKI). De fleste af disse indikatorer baserer sig på følsomhedsmål (dvs. sammensætningen af henholdsvis følsomme og tolerante arter i bundfaunasamfundene) og biodiversitetsmål, der på forskellige måder kombineres i et samlet indeks for bundfaunaens tilstand [50-56]. For nogle af disse indikatorer er det et problem, at de ikke tager hensyn til, at antallet af individer og arter i bundprøverne ofte er stærkt korrelerede, blandt andet fordi antallet af individer i prøverne sætter en øvre grænse for, hvor mange arter der kan registreres på en given lokalitet. Denne korrelation gør det vanskeligt at kvantificere fiskeriets effekt ved hjælp af indikatorer som DKI, der integrerer både individ- og artsantal, uden at tage hensyn til korrelationen. Det er således vist [57], at jomfruhummerfiskeriet i Kattegat havde en signifikant negativ effekt på individtætheden, mens effekten på antallet af arter i prøverne (artstætheden) ikke var signifikant, efter at man havde taget hensyn til nedgangen i individtæthed.

Makroalger: Flere studier har dokumenteret en reduktion i udbredelse og biomasse af makroalger i Middelhavet som en følge af fysisk redskabspåvirkning fra bundslæbende redskaber [58,59] og den samme påvirkningsmekanisme er dokumenteret ved fiskeri efter kammuslinger i farvandene omkring UK og flere andre europæiske farvande [60–64]. I en undersøgelse i Gulf of California er der påvist en reduktion i størrelse og udbredelse af makroalger som en følge af øget sedimentering og tildækning forårsaget af fiskeri med bundslæbende redskaber [65]. For tangskove er der desuden eksempler på, at overfiskeri af fx torsk kan forstyrre den naturlige top-down regulering af tangskovene og føre til, at skovene nedgræsses af søpindsvin [67,68]. Omvendt kan fiskeri af søpindsvin også bidrage til at fremme udbredelsen af tangskov [69].

Ålegræs: Fiskeri med blåmuslingskrabere kan fjerne ålegræs både over og under sedimentoverfladen [70]. Fiskeri efter kammuslinger kan også føre til signifikant reduceret ålegræs biomasse og skud-antal på både sandbund og på blød mudderbund [71,72]. Ålegræssets vegetative vækst ved rodskydning har vist sig at være lavere i områder med bundtrawling [66]. I forbindelse med bundtrawling og muslingskrabning kan der aflejre sig sediment på ålegræsset, hvilket hæmmer plantens lys- og iltoptagelse over bladene [73] og fiskeripåvirkninger har samlet set en negativ effekt på udbredelsen af ålegræs [74–76]. Øget turbiditet (fx via fiskeribetinget resuspension) har også negative effekter på ålegræssets vækst og udbredelse [77,78].

Fiskeritryk kan også påvirke tilstanden af ålegræsenge gennem top-down regulering af de tilknyttede organismer [79]. På ålegræsblade lever et samfund af epifytiske alger, og mellem ålegræsskuddene vokser der opportunistiske alger, og begge algesamfund græsses af bl.a. tanglus, der er føde for småfisk, som holdes i ave af større fisk som eksempelvis torsk. Hvis fiskeritrykket på større fisk bliver for stort, kan det sætte gang i kaskadeeffekter, der resulterer i overgroning af ålegræsengene med epifytiske og løst-liggende alger [80,81].

Fytoplankton: Fiskeri kan påvirke fytoplankton gennem resuspension af finpartikulært sediment [82–84]. Fytoplankton og støtteparametrene (iltforhold og sigtddybde) påvirkes gennem flere forskellige mekanismer: a) bundtrawling på lavt vand kan føre til øget turbiditet, øget iltforbrug og reduceret lysintensitet og dermed nedsat fotosyntese og produktion af fytoplankton og ilt [74,85–92], b) resuspension af bundmateriale forårsaget af fiskeri med bundslæbende redskaber kan også stimulere produktionen af fytoplankton og ilt ved at øge mængden af næringsstoffer i den fotiske del af vandsøjlen [74,93–95] og kan muligvis fremme algeopblomstringer ved at hvirvle hvilestadier af fytoplankton op i vandsøjlen på samme måde som vindhændelser [96]. Disse to påvirkningsmekanismer er altså modsatrettede i forhold til fytoplankton og støtteparametrene iltforhold og lysforhold (sigtddybde). Den resulterende effekt afhænger af en række andre faktorer som fx årstid, salinitet, vanddybde og substratforhold.

Fiskeriets reduktion (ved fangst) af planktivore fisk i vandsøjlen kan nedsætte prædationstrykket på zooplankton, så zooplankton-mængden øges, og fytoplankton-mængden (klorofyl a) reduceres, men den modsatte effekt (reduceret zooplankton-mængde og øget fytoplankton-mængde) er også observeret gennem fangst af prædatorer på planktivore fisk som fx torsk [97–102]. Bentiske filtratorer har en nøglerolle for økosystemfunktionen i det marine miljø og fiskeriet af muslinger har potentiale til at reducere den

samlede filtrationskapacitet i kystnære vandområder og derved påvirke mængden af fytoplankton [103–105].

5.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Sediment- og habitattype (fx mudderbund, sandbund, hård bund eller biogene rev) i det påvirkede område har vist sig at have betydning for effekten af trawlpåvirkning [42,106,107], hvilket bl.a. kan forklares med forskelle i kornstørrelse, organisk indhold og graden af naturlig forstyrrelse og dermed de tilknyttede organismers karakteristika og følsomhed overfor fysiske påvirkning. Et studie i Nordsøen [108] demonstrerede et signifikant negativt forhold mellem trawlintensitet og artstæthed i relativt artsrige, dybe områder med fint sediment, men ingen effekt i lavvandede områder med grovere sediment.

Årstiden kan også have betydning for fiskeripåvirkningen af bundfauna, da mange arter har planktoniske faser i deres tidlige stadier og først sætter sig på bunden senere, så påvirkningen afhænger af bundfaunaens udviklingsfase [57].

Graden af naturlig forstyrrelse på habitattypen spiller ind på følsomheden overfor fiskeripåvirkning og et forsøg [109] peger på, at stormbegivenheder kan have større påvirkning af bunddyrssamfundene end fiskeripåvirkninger afhængigt af sedimenttype. Et andet studie har vist lignende resultater [110]. Når det gælder resuspensionseffekter forårsaget af fiskeri med bundslæbende redskaber afhænger påvirkningsmekanismen af strøm og vind, der er afgørende for transportafstand, udfældningstid og arealpåvirkning.

Endelig spiller også årstiden en rolle for effekten af både den fysiske påvirkning og resuspensionen på ålegræs. Blomsterplanter har nemlig højere metabolisme og er derfor mere følsomme overfor påvirkningerne ved høje temperaturer (om sommeren) [73]. Formentlig gør noget lignende sig gældende for makroalger, det har dog ikke kunnet afklares i den fremskaffede litteratur. Effekten af resuspenderede næringsstoffer til den fysiske del af vandsøjlen afhænger også i høj grad af årstiden. I forårsperioden, hvor fytoplankton ofte er næringsstofbegrænset, vil tilførsel af fosfor og kvælstof give en øget fotosyntese og mængde af fytoplankton. Resuspension af næringsstoffer kan have mindre betydning senere på året, hvor fytoplankton ikke er næringsstofbegrænset i samme grad.

5.4 Påvirkningens relative betydning

Gennemgangen af litteraturen viser, at fiskeri potentielt kan påvirke alle kvalitetselementer og støtteparametre i VRD-områderne både gennem direkte fysisk påvirkning af organismene, ved indirekte effekter på havbunden som habitat, ved resuspension af sediment og indirekte via kaskadeeffekter, der påvirker en lang række artsinteraktioner, især omhandlende fødekæder, konkurrence og økosystemfunktioner. Sammenholdes disse markante potentielle effekter med den relativt store udbredelse af fiskeriet i VRD-områderne (se nedenfor) - og det forhold at fiskefartøjer med bundslæbende redskaber i

VRD områderne kan påvirke op til 1 km² havbund i timen [2] - er den relative påvirkning af kvalitetselementerne fra fiskeri i vandområderne potentielt stor. Som omtalt under den generelle beskrivelse af fiskeri, er det nødvendigt at inkludere intensiteten og udbredelsen af fiskeriet (om fiskeriet fx foregår i små områder med høj intensitet eller i større områder med lav intensitet) i rumlige analyser af fiskeripåvirkninger. Disse aspekter har ikke været mulige at inddrage i denne, primært litteraturbaserede vurdering og derfor er det langt fra sikkert, at en egentlig data-baseret analyse på vandområdeniveau vil vise reelle effekter på vandområdeniveau.

5.5 Tilgængelige data

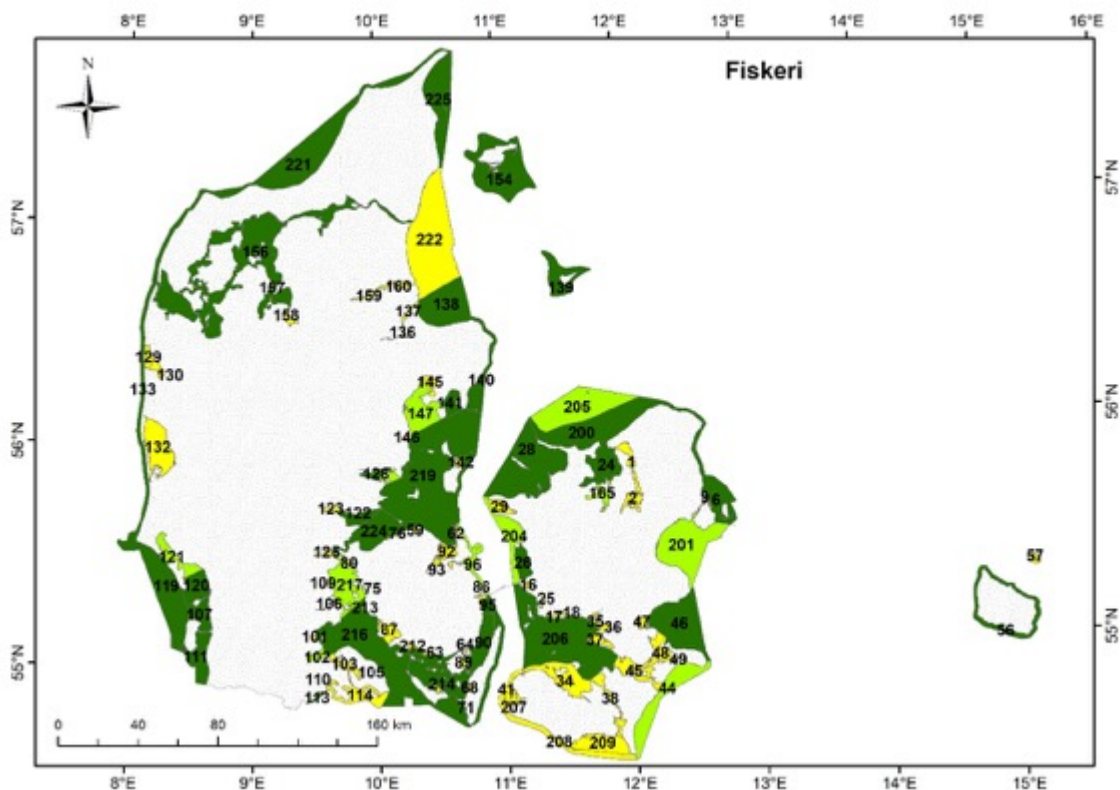
Fiskeristyrelsen ligger inde med data for fiskerindsatsen i vandområderne i form af "Vessel Monitoring System" (VMS) data (dvs. position oplyst hver time) for alle danske fiskefartøjer ≥ 12 m siden 2012 og for alle fartøjer > 15 m siden 2005. For fartøjer < 12 m (såvel som for større fartøjer) er det inden for seneste år blevet muligt at indhente "Automatic Identification System" (AIS) data hos Søfartsstyrelsen tilbage til 2006. I disse data er fartøjspositionerne registreret med meget høj frekvens, men AIS er dog kun obligatorisk for fartøjer > 15 m og dækningen er derfor ikke komplet for de mindre fartøjer, men dog høj. I tillæg til de to ovennævnte datatyper er der hos Fiskeristyrelsen også adgang til de såkaldte Black Box data, som er højfrekvente og højopløselige data-registreringer af fiskeriaktiviteten for alle danske muslingefartøjer (både fartøjer over og under 12 m). Tilsammen giver de tre datatyper mulighed for at analysere fiskerindsatsen i vandområderne tilbage til 2005, men med varierende datatilgængelighed og opløsning af positionerne afhængig af fartøjsstørrelse (tabel 5.1). Ved at hastigheds-filtre og koble positionsdata med logbogsdata for de enkelte fartøjer er det muligt at beregne arealpåvirkningen per redskabstype i tid og rum [3]. Der er ikke her taget stilling til, om monitorering af kvalitetselementerne rumligt matcher påvirkningszonerne for fiskeriet.

Tabel 5.1. Tilgængelige data for fiskeriindsatsen (positioner) i vandområderne

	VMS-data (positioner hver time)	AIS data (højfrekvente positioner)	Black Box data for muslingeskrabere (højfrekvente positioner)
Fartøjer > 15 m	2005-2018	2006-2018	2012-2018
Fartøjer 12-15 m	2012-2018	2006-2018*	2012-2018
Fartøjer < 12 m		2006-2018*	2012-2018

*AIS er ikke lovpligtigt for disse fartøjslængder og dækningen derfor ikke 100%

Der er ikke kvantitative data for det rekreative fiskeri og dette fiskeri kan således ikke indgå i en analyse af effekter på kvalitetselementer og støtteparametre. Dette fiskeri foregår dog med relativt skånsomme redskaber med lille direkte påvirkning af bunden og af kvantitativt begrænset omfang.



Figur 5.1. Vandområder hvor der er data for erhvervsfiskeri med direkte fysisk påvirkning af bunden. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren væsentligt tilstede og med potentielt væsentligt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

5.6 Konklusion

Under litteraturgennemgangen er der fundet dokumenterede påvirkningsmekanismer for alle kvalitetselementer. De potentielle effekter på kvalitetselementerne og støtteparametrene i VRD-områderne er opsummeret i tabel 5.2. For fytoplankton vurderes der i de danske vandområder, at være potentielle effekter, men de dokumenterede effekter er ikke entydige og desuden i flere tilfælde modsatrettede. Derfor vurderes der at være dårlige forudsætninger for en egentlig analyse af presfaktoren i forhold til dette kvalitetselement og støtteparametrene iltforhold og sigtdybde. For blomsterplanter (ålegræs), makroalger og bundfauna vurderes der at være en potentiel væsentlig effekt og mulighed for en nærmere analyse i mere end 10 vandområder. Der er derfor baggrund for en udvidet analyse af det samlede påvirkede areal, så der kan foretages en endelig vurdering af væsentligheden af de identificerede påvirkningsmekanismer på de marine kvalitetselementer og støtteparametre i danske kystvandsområder.

Tabel 5.2. Fiskeris egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i de fleste/mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtedybde
Fiskeri	3	5	5	5	3	3

5.7 Referencer

- Gislason H, Dalskov J, Dinesen GE, Egekvist J, Eigaard O, Sørensen TK, et al. Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua Rep. 2014;279.
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, et al. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. ICES J Mar Sci. 2016;73(March):1386–403.
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, et al. The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. ICES J Mar Sci. 2017;74(3):847–65.
- Suuronen P, Chopin F, Glass C, Løkkeborg S, Matsushita Y, Queirolo D, et al. Low impact and fuel efficient fishing-Looking beyond the horizon. Fish Res [Internet]. 2012;119–120:135–46.
- Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, et al. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. Proc Natl Acad Sci . 2017;114(31):8301–6.
- Sciberras M, Hiddink JG, Jennings S, Szostek CL, Hughes KM, Kneafsey B, et al. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. Fish Fish. 2018;19(4):698–715.
- Bergman MJN, Hup M. Direct effects of a beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J Mar Sci. 1992;49(1):1–11.
- Kaiser MJ, Spencer BE. The Effects of Beam-Trawl Disturbance on Infaunal Communities in Different Habitats. J Anim Ecol . 1996;65(3):348.
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR. A Quantitative Analysis of Fishing Impacts on Shelf-Sea Benthos. J Anim Ecol. 2000;69(5):785–98.
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar Biol. 2000;137(2):325–37.
- Bergman MJN, Van Santbrink JW. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. ICES J Mar Sci. 2000;57(5):1321–31.
- Frid CLJ, Harwood KG, Hall SJ, Hall JA. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. ICES J Mar Sci. 2000;57(5):1303–9.
- Callaway R, Alsvåg J, De Boois I, Cotter J, Ford A, Hinz H, et al. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. ICES J Mar Sci. 2002;59(6):1199–214.
- Nilsson HC, Rosenberg R. Effects on marine sedimentary habitats of experimental trawling analysed by sediment profile imagery. J Exp Mar Bio Ecol. 2003;285–286:465–77.
- Rosenberg R, Nilsson HC, Grémare A, Amouroux JM. Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery. J Exp Mar Bio Ecol. 2003;285–286:465–77.
- Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. Can J Fish Aquat Sci . 2006;63(4):721–36.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Mar Ecol Prog Ser. 2006;311:1–14.
- Hily C, Le Loc'h F, Grall J, Glémarec M. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. Estuar Coast Shelf Sci. 2008;78(2):413–25.
- Frid CLJ, Garwood PR, Robinson LA. The North Sea benthic system: A 36 year time-series. J Mar Biol Assoc United Kingdom. 2009;89(1):1–10.
- Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, et al. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. Mar Ecol Prog Ser. 2009;394:201–13.
- Bergman MJN, Ubels SM, Duineveld GCA, Meesters EWG. Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. ICES J Mar Sci. 2015;69(June):1701–9.
- Pommer CD, Olesen M, Jhansen ØLS. Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. Mar Ecol Prog Ser. 2016;548:47–60.

23. Noack T, Madsen N, Mieske B, Frandsen RP, Wieland K, Krag LA. Estimating escapement of fish and invertebrates in a Danish anchor seine. *ICES J Mar Sci.* 2017;74(9):2480–8.
24. Sköld M, Göransson P, Jonsson P, Bastardie F, Blomqvist M, Agrenius S, et al. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Mar Ecol Prog Ser.* 2018;586:41–55.
25. Tuck ID, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar Ecol Prog Ser.* 1998;162:227–42.
26. Jennings S, Dinmore TA, Duplisea DE, Warr KJ, Lancaster JE. Trawling Disturbance Can Modify Benthic Production Processes. *J Anim Ecol.* 2001;70(3):459–75.
27. Duplisea DE, Jennings S, Warr KJ, Dinmore TA. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can J Fish Aquat Sci.* 2002;60(10):1306.
28. Jennings S, Nicholson MD, Dinmore TA, Lancaster JE. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Mar Ecol Prog Ser.* 2002;243:251–60.
29. Schratzberger M, Dinmore TA, Jennings S. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar Biol.* 2002;140(1):83–93.
30. Schratzberger M, Jennings S. Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Mar Biol.* 2002;141(5):991–1000.
31. Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H. A century of North Sea epibenthos and trawling: Comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Mar Ecol Prog Ser.* 2007;346:27–43.
32. Hinz H, Hiddink JG, Forde J, Kaiser MJ. Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Can J Fish Aquat Sci.* 2008;65(4):723–32.
33. Vorberg R. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES J Mar Sci.* 2000;57(5):1416–20.
34. Lindegarth M, Valentínsson D, Hansson M, Ulmestrand M. Effects of trawling disturbances on temporal and spatial structure of benthic soft-sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden. *ICES J Mar Sci.* 2000;57(5):1369–76.
35. Groenewold S, Fonds M. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J Mar Sci.* 2000;57(5):1395–406.
36. Scheffer M, Carpenter S, de Young B. Cascading effects of overfishing marine systems Marten. *Trends Ecol Evol.* 2005;20(11):577–9.
37. Hiddink JG, Rijnsdorp AD, Piet G. Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? *Can J Fish Aquat Sci.* 2008;65(7):1393–401.
38. Tremblay-Boyer L, Gascuel D, Watson R, Christensen V, Pauly D. Modelling the effects of fishing on the biomass of the world's oceans from 1950 to 2006. *Mar Ecol Prog Ser.* 2011;442:169–85.
39. van Denderen DP, Van Kooten T, Rijnsdorp AD. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2013;280(art. no. 20132531):1–8.
40. Dulvy NK, Mitchell RE, Watson D, Sweeting CJ, Polunin NVC. Scale-dependant control of motile epifaunal community structure along a coral reef fishing gradient. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2002;278(1):1–29.
41. de Juan S, Thrush SF, Demestre M. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Mar Ecol Prog Ser.* 2007;334:117–29.
42. Hiddink JG, Moranta J, Balestrini S, Sciberras M, Cendrier M, Bowyer R, et al. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *J Appl Ecol.* 2016;53(5):1500–10.
43. Hinz H, Moranta J, Balestrini S, Sciberras M, Pantin JR, Monnington J, et al. Stable isotopes reveal the effect of trawl fisheries on the diet of commercially exploited species. *Sci Rep.* 2017;7(1):1–12.
44. Hall SJ. Physical Disturbance and Marine Benthic Communities: Life in Unconsolidated Sediments. *Oceanogr Mar Biol.* 1994;32:179–239.
45. Collie J, Escanero G, Valentine P. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser.* 1997;155:159–72.
46. Jennings S, Kaiser MJ. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Adv Mar Biol.* 1998;34(1798):201–352. [6/1/e7ec96c47907b29a3df0e8ed8dc96043](https://doi.org/10.1016/S0168-9604(98)00043-3)
47. Ramsay K, Kaiser MJ, Hughes RN. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J Exp Mar Bio Ecol.* 1998;224(1):73–89.
48. Jennings S, Pinnegar J, Polunin N, Warr K. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Mar Ecol Prog Ser.* 2001;213:127–42.
49. Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Mar Ecol Prog Ser.* 2006;318:31–45.
50. Borja A, Franco J, Pérez V. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar Pollut Bull.* 2000;40(12):1100–14.
51. Borja A, Barbone E, Basset A, Borgersen G, Brkljacic M, Elliott M, et al. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Mar Pollut Bull.* 2011;62(3):499–513.

52. Borja Á, Marín SL, Muxika I, Pino L, Rodríguez JG. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Mar Pollut Bull.* 2015;97(1–2):85–94.
53. Hering D, Borja A, Carstensen J, Carvalho L, Elliott M, Feld CK, et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci Total Environ.* 2010;408(19):4007–19.
54. Josefson AB, Blomqvist M, Hansen JLS, Rosenberg R, Rygg B. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Mar Pollut Bull.* 2009;58(9):1263–77.
55. Leonardsson K, Blomqvist M, Rosenberg R. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - Examples from Swedish waters. *Mar Pollut Bull.* 2009;58(9):1286–96.
56. Hansen JLS, Blomqvist M. Effekt af bundtrawling på bundfauna-samfund i Kattegat. *Vidensk Rapp fra DCE.* 2018;256.
57. Gislason H, Bastardie F, Dinesen GE, Egekvist J, Eigaard OR. Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecol Indic.* 2017;82(July):260–70.
58. Ordines F, Ramón M, Rivera J, Rodríguez-Prieto C, Farriols MT, Guijarro B, et al. Why long term trawled red algae beds off Balearic Islands (western Mediterranean) still persist? *Reg Stud Mar Sci.* 2017;15:39–49.
59. Bordehore C, Ramos-Esplá AA, Riosmena-Rodríguez R. Comparative study of two maerl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst.* 2003;13(SUPPL. 1):43–54.
60. Stewart BD, Howarth LM. Quantifying and Managing the Ecosystem Effects of Scallop Dredge Fisheries J. Vol. 40, *Developments in Aquaculture and Fisheries Science.* Elsevier B.V.; 2016. 585-609 p.
61. Airoldi L, Beck MW. Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. *Oceanogr Mar Biol.* 2007;45:345–405.
62. Kamenos NA, Moore PG, Hall-Spencer JM. Attachment of the juvenile queen scallop (*Aequipecten opercularis* (L.)) to maerl in mesocosm conditions; juvenile habitat selection. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2004;306(2):139–55.
63. Hall-Spencer JM, Moore PG. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES J Mar Sci.* 2000;57(5):1407–15.
64. Hall-Spencer JM. Conservation issues relating to maerl beds as habitats for molluscs. *J Conchol.* 1998;36((SPEC. ISS. 2)):271–86.
65. Steller DL, Riosmena-Rodríguez R, Foster MS, Roberts CA. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst.* 2003;13(SUPPL. 1):5–20.
66. González-Correa JM, Bayle JT, Sánchez-Lizaso JL, Valle C, Sánchez-Jerez P, Ruiz JM. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *J Exp Mar Bio Ecol.* 2005;320:65–76.
67. Steneck RS, Vavrinc J, Leland A V. Accelerating trophic-level dysfunction in kelp forest ecosystems of the western north Atlantic. *Ecosystems.* 2004;7(4):323–32.
68. Steneck RS, Leland A, Mcnaught DC, Vavrinc J. Ecosystem Flips, Locks and Feedbacks: The Lasting Effects of Fisheries on Maine’s Kelp Forest Ecosystem. 2013;89(1):31–55.
69. Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, Corbett D, Erlandson JM, Estes JA, et al. Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future. *Environ Conserv.* 2002;29(4):436–59.
70. Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: Dragging impacts and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser.* 2005;285:57–73.
71. Fonseca MS, Thayer GW, Alexander CJ, Foltz C. Impact of Scallop Harvesting on Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows: Implications for Management. *North Am J Fish Manag.* 1984;4(4):286–29.
72. Bishop MJ, Peterson CH, Summerson HC, Gaskill D. Effects of harvesting methods on sustainability of a bay scallop fishery: Dredging uproots seagrass and displaces recruits. *Fish Bull.* 2005;103(4):712–9.
73. Brodersen KE, Hammer KJ, Schrameyer V, Floytrup A, Rasheed MA, Ralph PJ, et al. Sediment Resuspension and Deposition on Seagrass Leaves Impedes Internal Plant Aeration and Promotes Phytotoxic H₂S Intrusion. *Front Plant Sci.* 2017;8(2017).
74. Martín J, Puig P, Palanques A, Giamportone A. Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene.* 2014;7(2014):1–15.
75. Boudouresque CF, Bernard G, Pergent G, Shili A, Verlaque M. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: A critical review. *Bot Mar.* 2009;52(5):395–418.
76. Kiparissis S, Fakiris E, Papatheodorou G, Geraga M, Kornaros M, Kapareliotis A, et al. Illegal trawling and induced invasive algal spread as collaborative factors in a *Posidonia oceanica* meadow degradation. *Biol Invasions.* 2011;13(3):669–78.
77. Short FT, Wyllie-Echeverria S. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environ Conserv.* 1996;23(01):17.

78. Strydom S, McMahon K, Kendrick G, Statton J, Lavery P. Seagrass *Halophila ovalis* is affected by light quality across different life history stages. *Mar Ecol Prog Ser* . 2017;572:103–16.
79. Heck JR KL, Valentine JF. The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems. *Estuaries and Coasts*. 2007;30(3):371–81.
80. Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson CJ, Åberg P. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser*. 2012;451:61–73.
81. Maxwell PS, Eklöf JS, van Katwijk MM, O'Brien KR, de la Torre-Castro M, Boström C, et al. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biol Rev*. 2017;92(3):1521–38.
82. Pilskaln CH, Churchill JH, Mayer LM. Resuspension of Sediment by Bottom Trawling in the Gulf of Maine and Potential Geochemical Consequences. *Conserv Biol*. 1998;12(6):1223–9.
83. Durrieu De Madron X, Ferré B, Le Corre G, Grenz C, Conan P, Pujo-Pay M, et al. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Cont Shelf Res*. 2005;25(19–20):2387–409.
84. O'Neill FG, Summerbell K. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. *Mar Pollut Bull* . 2011;62(5):1088–97.
85. Dellapenna TM, Allison MA, Gill GA, Lehman RD, Warnken KW. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuar Coast Shelf Sci*. 2006;69(3–4):519–30.
86. Linders T, Nilsson P, Wikström A, Sköld M. Distribution and fate of trawling-induced suspension of sediments in a marine protected area. *ICES J Mar Sci*. 2018;75(2):785–95.
87. Ribó M, Puig P, van Haren H. Hydrodynamics over the Gulf of Valencia continental slope and their role in sediment transport. *Deep Res Part I Oceanogr Res Pap* . 2015;95:54–66.
88. Wilson AM, Kiriakoulakis K, Raine R, Gerritsen HD, Blackbird S, Allcock AL, et al. Anthropogenic influence on sediment transport in the Whittard Canyon, NE Atlantic. *Mar Pollut Bull* . 2015;101(1):320–9. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.067>
89. Palanques A, Puig P, Guillén J, Demestre M, Martín J. Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean). *Cont Shelf Res* . 2014;72:83–98.
90. Holmer M, Ahrensberg N, Jörgensen NP. Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish Fjord. *Chem Ecol*. 2003;19(5):343–61.
91. Almroth-Rosell E, Tengberg A, Andersson S, Apler A, Hall POJ. Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland. *J Sea Res* . 2012;72:38–48.
92. Painting SJ, van der Molen J, Parker ER, Coughlan C, Birchenough S, Bolam S, et al. Development of indicators of ecosystem functioning in a temperate shelf sea: A combined fieldwork and modelling approach. *Biogeochemistry*. 2013;113(1–3):237–57.
93. Polymenakou PN, Pusceddu A, Tselepidis A, Polychronaki T, Giannakourou A, Fiordelmondo C, et al. Benthic microbial abundance and activities in an intensively trawled ecosystem (Thermaikos Gulf, Aegean Sea). *Cont Shelf Res*. 2005;25(19–20):2570–84.
94. Dounas C, Davies I, Triantafyllou G, Koulouri P, Petihakis G, Arvanitidis C, et al. Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Cont Shelf Res*. 2007;27(17):2198–210.
95. Wu Y, Liu Z, Hu J, Zhu Z, Liu S, Zhang J. Seasonal dynamics of particulate organic matter in the Changjiang Estuary and adjacent coastal waters illustrated by amino acid enantiomers. *J Mar Syst* . 2016;154:57–65.
96. Hansen JLS, Josefson AB. Pools of chlorophyll and live planktonic diatoms in aphotic marine sediments. *Mar Biol*. 2001;139(2):289–99.
97. Frank KT, Petrie B, Choi JS, Leggett WC. Trophic Cascades in a Formerly Cod-Dominated Ecosystem. *Science* (80-) . 2005;308(5728):1621–3.
98. Casini M, Lövgren J, Hjelm J, Cardinale M, Molinero JC, Kornilovs G. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proc R Soc B Biol Sci*. 2008;275(1644):1793–801.
99. Möllmann C, Müller-Karulis B, Kornilovs G, St John MA. Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: Regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES J Mar Sci*. 2008;65(3):302–10.
100. Sánchez F, Olaso I. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol Modell*. 2004;172(2–4):151–74.
101. Hattab T, Ben Rais Lasram F, Albouy C, Romdhane MS, Jarboui O, Halouani G, et al. An ecosystem model of an exploited southern Mediterranean shelf region (Gulf of Gabes, Tunisia) and a comparison with other Mediterranean ecosystem model properties. *J Mar Syst* . 2013;128:159–74.
102. Torres MÁ, Coll M, Heymans JJ, Christensen V, Sobrino I. Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecol Modell*. 2013;265:26–44.
103. Dolmer P, Frandsen RP. Evaluation of the Danish mussel fishery: Suggestions for an ecosystem management approach. *Helgol Mar Res*. 2002;56(1):13–20.
104. Allen JI, Clarke KR. Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: A modelling study. *Mar Ecol Prog Ser*. 2007;336:63–75.

105. Carstensen J, Krause-Jensen D, Markager S, Timmermann K, Windolf J. Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*. 2013;704(1):293–309.
106. Sciberras M, Parker R, Powell C, Robertson C, Kröger S, Bolam S, et al. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments. *Limnol Oceanogr*. 2016;61(6):2076–89.
107. Sciberras M, Tait K, Brochain G, Hiddink JG, Hale R, Godbold JA, et al. Mediation of nitrogen by post-disturbance shelf communities experiencing organic matter enrichment. *Biogeochemistry*. 2017;135(1–2):135–53.
108. van Denderen PD, Hintzen NT, Rijnsdorp AD, Ruurdij P, van Kooten T. Habitat-Specific Effects of Fishing Disturbance on Benthic Species Richness in Marine Soft Sediments. *Ecosystems*. 2014;17(7):1216–26.
109. McConnaghey RA, Syrjala SE. Short-term effects of bottom trawling and a storm event on soft-bottom benthos in the eastern Bering Sea. *ICES J Mar Sci*. 2014;69(June):1701–9.
110. Diesing M, Stephens D, Aldridge J. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES J Mar Sci*. 2013;71(February):1619–28.



Foto: Dansk Skaldyrcenter.

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. Det gælder både kommerciel skibstrafik relateret til transport af gods og passagerer og til anden skibstrafik som fiskeri, lystsejladss mm. Dette review fokuserer på effekter af skibstrafik med både >300 BRT.

6.1 Teoretiske påvirkningsmekanismer

Skibstrafik kan potentielt påvirke kvalitetselementerne fytoplankton, makroalger, ålegræs og bunddyr, samt støtteparametrene iltkoncentration og sigtddybe via en række forskellige påvirkningsmekanismer. Ved selve sejladss kan der forekomme kortvarig bølgedannelse, der overstiger baggrundsniveauet for overfladebølger og bølgebrydning og dermed øger erosion af kysten, fører til afbrækkede planter, forstyrrer bunddyr og reducerer vandets klarhed som følge af resuspension [10]. Tilsvarende kan hvirveldannelser forårsaget af vandfortrængning, skruerotation eller turbiner på hurtigfærger skabe samme typer effekter på bundplanter og bundfauna samt medføre resuspension af bundmateriale, der kan nedsætte vandets klarhed. Resuspensionen kan endvidere lede til frigivelse af næringsstoffer akkumuleret i sedimentet. Yderligere vil forankring også direkte påvirke bunden på samme måde, som de andre fysiske forstyrrelser, dog med mere direkte fysisk skade på benthiske organismer lokalt.

De indirekte effekter af skibstrafik fokuserer på de forbindelser som emitteres i forbindelse med trafikken. Fra motoren vil der komme emission af NO_x, CO₂, svovl og sodpartikler som vil lede til øget næringsaltbelastning (NO_x), forurening (svovl, CO₂ og NO_x) og øget bakteriel produktion (sod), som kan påvirke alle kvalitetselementerne. Forbrændingsgasser indeholder desuden betydelige mængder tungmetaller. Der deponeres årligt 300 tons via luften i de indre danske farvande [2]; den andel af dette, der kan tilbageføres til skibstrafik er imidlertid ikke præcist bestemt. Dertil kommer udslip af miljøfarlige stoffer ved fx olie- og kemikaliespild eller i forbindelse med tankvaskning samt frigivelse af antibegroningsmidler [6]. I forhold til antibegroningsmidler har især tributyltin (TBT) været det aktive og mest problematiske stof. Således er fx kønsforstyrrelser hos snegle i Skagerrak [19], ophobning i bløddyr i Øresund [18] og misdannelser hos ålekvabbeyngel blevet relateret til TBT [20], ligesom der er observeret ændring i artssammensætning og vækstdynamik af fytoplankton [15]. TBT er imidlertid blevet udfaset for en del år siden [5] og fokus er for nærværende på kobber i antibegroningsmidler. Kobbers giftighed i vandmiljøet i forhold til fytoplankton er velkendt [13, 11]. Miljøfarlige stoffer kan påvirke alle kvalitetselementer ved tilstrækkeligt høje koncentrationer.

6.2 Dokumenteret påvirkning

Undersøgelser, der dokumenterer skibstrafiks påvirkning af det kystnære marine økosystem i danske farvande går hovedsageligt på effekterne fra tung godstransport og hurtigfærger.

Bølger og hvirveldannelse: Bølger fra skibe og specielt hurtigfærger udgør en betydelig potentiel trussel mod kystnære økosystemer nær skibstrafikruter [16]. Påvirkningen fra bølger er også påvist under realistiske laboratorieforhold for bunddyr [4], hvor sammenhængen mellem løsrivelse af bunddyr (bentiske invertebrater) fra havbunden og bølgeintensitet, og sammenhængen mellem artsinteraktion af fisk og bunddyr med bølgeintensitet er påvist under kontrollerede eksperimentelle forhold. Resuspension som følge af bølgepåvirkning fra skibstrafik reducerer derudover vandets klarhed direkte (gennem bundpartiklers påvirkning af lysudbredelse i vandsøjlen) og indirekte (øget fytoplanktonvækst reducerer lysudbredelsen), medfører erosion af kyst og havbund og flytning af sediment samt løsrivelse af bundplanter som følge af bølge- og hvirveldannelse specielt på lavvandede områder [3,12]. Helt konkret blev bundpåvirkningen i en afstand af 40-70 m fra Frederikshavn-Göteborg hurtigfærgeruten undersøgt ved hurtigfærgens passage [1], som forårsagede omløjninger af mindre sten på 10 m vanddybde, men ingen afrivning af stenenes vedhæftede undervandsplanter ved de 5 observerede oversejlinger. Effekten var meget afhængig af fartøjets fart, og effekten var størst ved nær-kritisk fart, dvs. hvor skib og bølger udbreder sig med samme hastighed. Effekter på havbunden med vanddybder over 10 m i eller nær sejlrueten skønnedes at være små. En miljøvurdering i forbindelse med hurtigfærgedrift mellem Sjælland og Jylland anslår ligeledes en ringe forventet effekt på nærliggende Natura 2000 områder [21].

Både rekreativ sejlads og færgetrafik kan forringe vækst, artssammensætning og udbredelse af bundplanter, selv på større dybder [3]. I disse undersøgelser indgik kun data fra områder, hvor skibstrafik var den vigtigste antropogene påvirkning. Det er også påpeget, at skibstrafik i Østersøen kan øge saliniteten i overfladevandet nær skibsruter, som følge af skibsiniteret opblanding af vandmasserne [14], hvilket bl.a. kan påvirke artssammensætningen af fytoplankton [15]. Skibstrafikken kan desuden forøge den vertikale opblanding i vandsøjlen langs skibsruter, og dermed fremme tilførslen af næringsstoffer fra bundvand til overfladevand, hvilket stimulerer eutrofiering og opblomstring af giftige alger [3], og desuden fremme algevækst dybere i vandsøjlen på grund af højere temperatur som følge af øget vertikal opblanding [12]. Den biologiske aktivitet (bunddyr og bakterier) ved og i havbunden stiger ved øget sedimentation af organisk materiale, og bevirker et forøget iltforbrug ved havbunden. Dette kan føre til lokalt periodisk iltsvind, men dannelse af iltsvind vil ikke alene kunne udløses af næringsstoffer og resuspenderet partikulært materiale ophvirvlet ved skibstrafik. Dertil er effekten for lokal og begrænset ift. de omkringliggende vandmasser.

Atmosfærisk deposition af kvælstof, kuldioxid og svovl: Skibstrafik påvirker havmiljøet ved den afledte atmosfærisk deposition af oxiderede kvælstofforbindelser (NO_x). Skibstrafik bidrager samlet med 6% af den atmosfæriske kvælstoftilførsel til havet i Østersøregionen som helhed og er derfor en mindre kilde til eutrofiering [7], men dette

følger ikke samme sæsonmønster som afstrømning fra floder [17], og kan derfor periodvis bidrage med en højere andel. Den atmosfæriske deposition fra skibstrafik kan derfor bidrage til eutrofieringen og dermed påvirke kvalitetselementerne og støtteparametre negativt [22]. For at imødegå denne uønskede påvirkning blev Østersøen i 2016 udpeget som NO_x-udledningskontrolområde (NO_x emission control area, NECA) i forbindelse med tilsvarende tiltag for Nordsøen. Reguleringen vil træde i kraft for nye skibe fra 2021. Men som følge af, at bestemmelserne kun omfatter nye skibe, vil der være en overgangsperiode på omtrent tyve år, før skibsflåden er fornyet og effekten af bestemmelserne er slået helt igennem [5]. Deposition af svovl- og kuldioxid medfører en forsurening af havmiljøet. Der foreligger dog ikke nogen konkret vurdering af forsuringseffekten af skibstrafik i danske farvande, der kompliceres af, at der er en buffervirkning med havets optag af luftens kuldioxid [8]

Spildevandsudledning: Spildevandsudledning fra krydstogtskibe, færger og i mindre grad godstransportskibe, fiskeri- og fritidsfartøjer er ofte angivet som en væsentlig kilde til næringsstofbelastning af østersøregionen. Et studium har dog konkluderet, at spildevand fra skibstrafik står for <1% for næringsstofbelastningen i Østersøregionen som helhed [7].

Effekter af udslip af miljøfarlige stoffer ved olieudslip samt udsivning af miljøfarlige stoffer i antibegroningsmidler er omfattet af afsnittet om miljøfarlige stoffer. En naturlig del af skibstrafikken er havne og deres potentielle betydning for kvalitetselementerne. Dette er behandlet i afsnittet om fysiske konstruktioner. Effekter af støj fra skibstrafik falder udenfor rammen af litteraturundersøgelsen.

6.3 Påvirkningsmekanismers afhængighed af andre faktorer

Ovenstående påvirkningsmekanismer er i betydelig grad afhængige af sæsonmæssige forhold samt den normale klimatiske variabilitet. Under kraftige vindforhold vil naturlig bølgedannelse og den deraf affødte resuspension af sediment overskygge effekten af bølger genereret af skibstrafik i langt de fleste områder. Om sommeren og det tidlige efterår, hvor vandtemperaturen er højest, at det især i de kystnære områder der er risiko for iltsvind og uønskede opblomstringer af alger og gopler, en problemstilling som kan forstærkes af skibstrafik lokalt.

6.4 Relativ vigtighed af presfaktoren skibstrafik

På baggrund af reviewet af den eksisterende viden vurderes den relative vigtighed af presfaktoren skibstrafik som mindre betydende på vandområdeniveau. Olieudslip er sjældne i danske farvande sammenlignet med andre farvande [9], men hændelser som større olieudslip har dog stor lokal indflydelse på kystnære økosystemer. Desuden kan skibstrafik lokalt være af væsentlig betydning i mindre områder (fx sejltrender) eller på lavt vand ved anløb til havne for hurtigfærgerne, men disse områder er for de fleste vandområder små i forhold til de totale arealer af vandområderne på nær for Randers Indersfjord, hvor sejltrenden udgør en betydelig del af vandområdet, eller Københavns

havn. Omvendt kan skibstrafik i sejlrender i smalle farvande som fx Langerak potentielt have en potentiel væsentlig betydning i farvandet, men dette vil ikke slå igennem på vandområdeniveau, fordi Langerak er en del af et meget større vandområde. Derfor vil presfaktoren skibstrafik ikke være væsentlig på vandområdeniveau, selvom en del af påvirkningsmekanismerne som påpeget ovenfor er ikke-lokale, dvs. virker udenfor selve sejlrenderne.

6.5 Tilgængelige data

For baggrundsoplysninger om skibstrafik henvises bl.a. til HELCOM's marine assessment [5]. Data for skibstrafik findes i følgende databaser:

- Sejladsdata (AIS - Automatic Identification System. Data indsamles og udbydes af Søfartsstyrelsen) for alle fartøjer over 300 tons Sejladsdata dækker alle danske farvande med præcise skibspositioner og data er tilgængelige i realtid, såvel som retrospektive sammenfatninger, der muliggør præcis lokal og tidlig kvantificering og kortlægning af skibstrafik efter 2005.
- Havneoversigt (EMODnet, se <http://www.emodnet.eu/human-activities>)

Disse data vil være tilstrækkelige til at kunne lave en evt. analyse af effekt af skibstrafik i vandområderne. Adgang til data og en forståelse for, hvor der er brugbare data for skibstrafik i vandområderne vil kræve en betydelig indsats at fremskaffe. Det kan gøres, hvis der skal foretages en uddybende analyse af skibstrafik som presfaktor, men det er ikke indenfor dette reviews rammer at fremskaffe disse data, så det præcise omfang kan kvantificeres. Fordi opgaven med at fremskaffe det præcise datagrundlag er meget omfattende, og udenfor mulighederne i denne analyse, er tilstedeværelse af presfaktoren skibstrafik i vandområderne ikke medtaget på kortmateriale, som det er gjort for de andre presfaktorer.

6.6 Konklusion

På baggrund af den eksisterende viden er der ikke grundlag for at udpege skibstrafik som en væsentlig presfaktor for kvalitetselementerne (tabel 6.1). Skibstrafik bidrager dog både til blandt andet eutrofiering, forsurening, udledning af antibegroningsmidler og fysisk forstyrrelse. Desuden spiller skibstrafikken en væsentlig rolle i forhold til de invasive arter, som er behandlet særskilt. Overordnet peger den etablerede viden dog i retning af, at skibstrafik i forbindelse med ovenstående påvirkningsmekanismer er mindre betydende. Påvirkningsmekanismerne er komplekse og effekten af skibstrafik er ikke markant på vandområdeniveau. Derfor er det vanskeligt entydigt at fastslå betydningen af skibstrafik på det foreliggende grundlag. Mere tydelige konklusioner kræver derfor nærmere undersøgelser af konkrete påvirkningsmekanismer i specifikke repræsentative områder.

Table 6.1. Prefaktorens egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved skalaen 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i de mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtdybde
Skibstrafik	2	2	2	2	2	2

6.7 Referencer

- Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 2003: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Danmarks Miljøundersøgelser. 36 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 451.
- Ellermann, T., Hertel, O., Hovmand, M.F., Kemp, K. & Skjøth, C.A. 2001. Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 374.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isaues, M., Schreiber, H., Karås, P., 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61, 339–34
- Gabel, F., Garcia, X. Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M. and Pusch, M. T. (2008), Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*, 53: 1567-1578; Gabel, F., Stoll, S., Fischer, P., Martin, Pusch, T., Garcia, X.-F. (2011). *Oecologia* 165(1), 101–109.
- HELCOM Maritime Assessment 2018.
- Honkanen, M., Häkkinen, J., & Posti, A. (2012). Tank Cleaning in the Baltic Sea-Assessment of the Ecotoxicity of Tank Cleaning Effluents. A63. PUBLICATIONS FROM THE CENTRE FOR MARITIME STUDIES, UNIVERSITY OF TURKU
- Huhta, H-K, Rytkönen, J. & Sassi, J. Estimated nutrient load from waste waters originating from ships in the Baltic Sea area. Espoo 2007. VTT Tiedotteita – Research Notes 2370
- Hunter, K.A. et al. 2011. Impacts of anthropogenic SO_x, NO_x and NH₃ on acidification of coastal waters and shipping lanes. *Geophysical Research Letters* 38, L13602.
- Kachel, M. J. (2008). Particularly sensitive sea areas. *Hamburg Studies on Maritime Affairs*, 13, 376.
- Korpinen, S., Meidinger, M., & Laamanen, M. (2013). Cumulative impacts on seabed habitats: An indicator for assessments of good environmental status. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 311-319.
- Lagerström, M., Lindgren, J. F., Holmqvist, A., Dahlström, M., & Ytreberg, E. (2018). In situ release rates of Cu and Zn from commercial antifouling paints at different salinities. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 289-296.
- Lindholm, T., Svartström, M., Spoof, L., & Meriluoto, J. (2001). Effects of ship traffic on archipelago waters off the Långnäs harbour in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia*, 444(1-3), 217-225.
- Madsen, T., Samsø-Petersen, L., Gustavson, K. og Rasmussen, D. (1999). Økotoksikologisk vurdering af begrovningshindrende biocider og biocidfrie bundmalinger. VKI rapport til Miljøstyrelsen, mk. 1999.12.04/ALV.
- Møller, J. S., & Hansen, I. S. (1994). Hydrographic processes and changes in the Baltic Sea. *Dana. Charlottenlund*, 10, 87-104.
- Petersen, S. og Gustavson, K. (2000). Direct Toxic Effects of TBT on Natural Enclosed Phytoplankton at Ambient TBT Concentrations of Coastal Waters. *Ecotoxicology*, 9, 273-285
- Soomere, T. (2005). Fast ferry traffic as a qualitatively new forcing factor of environmental processes in non-tidal sea areas: a case study in Tallinn Bay, Baltic Sea. *Environmental Fluid Mechanics*, 5(4), 293-323.
- Stipa, T., Jalkanen, P., Hongisto, M., Kalli, J., & Brink, A. (2007). Emissions of NO_x from Baltic shipping and first estimates of their effects on air quality and eutrophication of the Baltic Sea. Interreg IIIa (ShipNO-Dep) rapport, Helsinki, Finland ISBN: 978-951-53-3028-4
- Strand, J., Jacobsen, J.A., Pedersen, B., Granmo, Å. (2003). Butyltin compounds in sediment and molluscs from the shipping strait between Denmark and Sweden. *Environmental Pollution*, 124(1).
- Strand, J. & Rasmussen, L.L. (2005). Kortlægning af miljøgiften TBT i Skagerrak. *Forum Skagerrak II* (4)
- Stuer-Lauridsen, F., Gustavson, K., Møhlenberg, F., Dahllöf, I., Strand, J., Bjerregaard, P., Korsgaard, B., Rasmussen, T.H., Balling-Sørensen, H. (2008). Misdannet ålekvabbeyngel og andre biologiske effekter i danske vandområder. Rapport (unum), Miljøministeriet.
- Ulstrup et al (2012). Natura 2000 – Foreløbig vurdering Hurtigfærgerne KatExpress1, HSC-ruterne Sjællands Odde-Århus og Sjællands Odde-Ebeltoft Potentielle effekter på Natura 2000-områder. DHI rapport.
- Ærtebjerg, G., Andersen, J. H., & Hansen, O. S. (2003). Nutrients and eutrophication in Danish marine waters. A challenge for science and management. National Environmental Research Institute, 126.

7. Plastik

Plastikforurening af havmiljøet er et af de hurtigst voksende emner i miljøforskning, og siden de første rapporter om plastikforurening for 50 år siden er plastikpåvirkningen af vores havmiljø steget eksponentielt [1]. Plastikforurening af havmiljøet har meget stor offentlig, politisk og videnskabelig bevågenhed. Mængden af videnskabelig litteratur om marint affald og specielt marint plastik er således steget kraftigt specielt siden årtusindeskiftet. Plastik udgør størstedelen af det marine affald med 60-80 % [2,3]. Til trods for den store forskningsindsats er viden om udbredelsen og effekten af plastik og specielt mikroplastik (<5 mm) på havmiljøet stadigvæk meget begrænset.

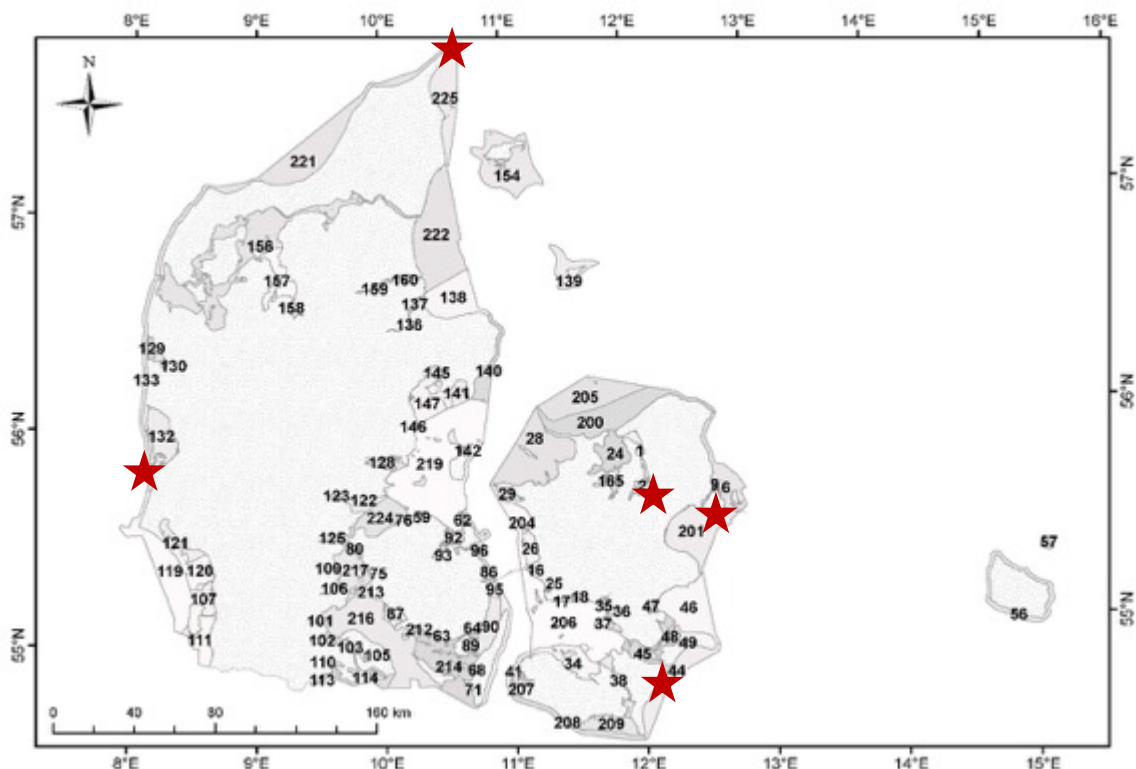
7.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Marint plastikaffald er den komponent af plastikforureningen som er umiddelbart synlig i havmiljøet og derfor tiltrækker sig stor opmærksomhed. Plastikaffald kan påvirke benthiske 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 sygdoms- fremkaldende organismer. Endelig er plastikaffald en af de væsentligste kilder til mikroplastik i havet

Opmærksomheden omkring plastik i havene har inden for det sidste tiår samlet sig om mikroplastik, dvs. plastikfragmenter og fibre <5 mm. Mikroplastik er nu globalt udbredt [4] og findes fra havoverfladen til de dybeste dele af havet [5]. Plastik er således i løbet af det sidste halve århundrede blevet et element i havmiljøet, som en lang række organismer eksponeres for. Da mikroplast størrelsesmæssigt overlapper med fødeemner som plankton og sediment- partikler, er mikroplastik tilgængeligt for en lang række organismer lige fra encellet dyreplankton til fiskelarver og muslinger og sedimentædende bunddyr, der udgør den basale del af havets fødekæder. Dette er dokumenteret ved laboratorieforsøg [6], mesocosm eksperimenter [7] og fra feltundersøgelser [8].

Sammenlignet med vandsøjlen er koncentrationen af mikroplast generelt meget højere i sedimentet [9]. Det vil sige, at bunddyr æder mikroplastik sammen med deres naturlige føde, og specielt filtrerende organismer som fx muslinger og søpunge opkoncentrerer mikroplast fra vandet sammen med fødepartikler, mens sedimentædere æder mikroplastik sammen med det bundmateriale, der indeholder deres føde [10].

Interessen for mikroplast i vores havmiljø skyldes i vid udstrækning, at mikroplast kan optages og indgå i havets fødekæde og på denne måde kan overføres fra de nedre til de efterfølgende led i fødekæden for til sidst at ende på vores tallerkner [9]. Der er fundet mikroplastik i en række marine organismer med central placering i havets fødekæder fx muslinger [7], krabber [11], vandlopper [12], fiskelarver [13] og planktonædende fisk [14]. Eksperimentelt er det dokumenteret, at mikroplast kan føres op gennem planktonfødekæden fx fra vandlopper til mysider [15].



Figur 7.1. Lokaliteter, hvor der i den danske overvågning monitoreres for mængder af marint plastikaffald på strande. Der findes data for 5 vandområder. Numrene på kortet indikerer id for vandområderne.

7.2 Dokumenteret påvirkning

Marint plastik affald har en række dokumenterede skadelige effekter på havmiljøet og havets fødekæder (tabel 7.1). Marine dyr kan blive fanget i fx tabte fiskeredskaber eller rester derfra eller æde plastikstykker med effekter på dyrenes fysiologi [16]. Derudover kan makroplast koloniseret med biofilm af mikroorganismer og bunddyr bringe nye arter rundt over store afstande og på denne måde fungere som vektor for invasive arter [17] og sygdoms- fremkaldende organismer [18,19]. Når større plaststykker bundfældes kan det desuden bidrage til at ændre bundforholdene, så nye arter kan få fodfæste på det nedfaldne plastik, som på denne måde kan have en reveffekt og ændre biodiversiteten [20].

Marint plastikaffald specielt plastposer, film og netstykker kan også påvirke bundsamfundene direkte, ved at skygge for lyset til ålegræs og makrofytter, så deres vækstvilkår forringes [21]. Desuden kan stykker af makroplast lokalt ændre vandskiftet over bunden og omkring muslingebanker og på denne måde muslingernes adgang til ilt og føde fra de overliggende vandlag [22]. Større bundfældede plaststykker kan også påvirke bundens biogeokemi, når der i sedimentet under platen udvikles iltvind og svovlbrinte, som ligeledes vil påvirke ålegræs, makrofytter og bunddyrs vækst, overlevelse og udbredelse [22].

Ved laboratorieforsøg har man vist, at høje koncentrationer af mikroplast kan nedsætte vandloppers fødeoptagelse og reproduktion [12], samt mætte og forstyrre filtrerende

bunddyrs fødeoptagelse [7]. Såfremt fødeoptagelse af disse to grupper nedsættes vil græsningen på planktonalgerne reduceres og dette kan teoretisk medføre en kaskadeeffekt, hvor algerne vil vokse ukontrolleret. Dette vil potentielt kunne svække lysforholdene, sigtddybden og iltkoncentrationen i bundvandet, så lys og livsbetingelserne for ålegræs, makrofytter og bunddyrs forringes.

En direkte effekt af plastik i havmiljøet er dokumenteret for makroplastiks vedkommende, hvor der er rapporteret døde fisk, fugle, skildpadder og havpattedyr som følge af drukning i garn eller forstoppelse af mave-tarmsystem. Sådanne eksempler er ikke dokumenteret for mindre organismer eksponeret for mikroplastik i miljø relevante koncentrationer, formodentligt fordi de er tilpasset og kan håndtere havmiljøets naturlige indhold af fx partikler som ler, silt og cellulose fibre som er mange gange højere end mikroplankton.

Visse typer af plastik kan indeholde miljøfarlige stoffer i et niveau, hvor der er risiko for toksiske effekter, hvis de frigives fra plastikmaterialet [23,24]. De kan være tilsat i forbindelse med produktionen, stamme fra urenheder fra produktionen, eller som følge af nedbrydning af plastikken. Det er anslået, at plastpartikler, der stammer fra bildæk og malingsflager, er de dominerende former for mikroplastik, der findes i det danske havmiljø [25]. Bildæk kan indeholde en række miljøfarlige kemiske stoffer, fx vulkaniseringsmidler og zink, mens bådmalinger ofte findes med højt indhold af kobber og andre antibegroningsmidler. Tilsvarende er der en række andre typer plastmaterialer, der indeholder problematisk kemi fx polyuretan med toksiske isocyanater og aminer, ekspanderet polystyren som styrofoam med indhold af fx flammehæmmere og styren, samt polyuretan med toksiske isocyanater og aminer.

Efter udledning til vandmiljøet og især under fragmenteringsprocesserne kan kemiske bestanddele som urenheder og kemiske tilsætningsstoffer udvaskes til miljøet [24]. Feltobservationer og laboratorieforsøg viser optag af plastindholdsstoffer og effekter på enkeltindivider. Fx har muslinger, som gror på bøjer lavet af flamingo-materiale, optaget flammehæmmeren fra bøjerne [26]. Som et andet eksempel kan nævnes anvendelsen af antibegroningsmidler i bundmalinger til skibe. Malingsflagerne ender ofte på havbunden, hvor de kan udgøre en risiko for dyr og planter. Mens de kemiske stoffer TBT, Ir-garol, og zink pyrethion tidligere har været anvendt men nu er forbudt, anvendes i dag ofte kobber som biocid i antibegroningsmidler.

Mikroplastiks mulige rolle som vektor for optag af miljøfremmede stoffer er beskrevet i laboratiestudier (fx [24,27]). Det er dokumenteret, at organiske stoffer kan absorberes til plastik i havmiljøet [24]. Dette kan øge biotilgængeligheden af de miljøfremmede stoffer for organismer, der indtager plastik med eventuelle følgende effekter [fx 3,28]. Selvom organismer indtager plastik med miljøfremmede stoffer absorberet, er det ikke bevist, at stofferne frigives i tarmen [29], ligesom det er usikkert hvilken betydning denne mulige vektoreffekt udgør i forhold til den samlede eksponering fra omgivelserne [30]. Vektor virkningen er også diskuteret i relation til mængder af plastik i miljøet, idet mængden af plastik spiller en langt mindre rolle i miljøet sammenlignet med den naturlige forekomst af organiske partikler samt naturlige byttedyr, hvortil organiske miljøfremmede stoffer også vil bindes [30].

Tabel 7.1. Sammenfatning af de mekanismer, hvorved plastik og mikroplastik kan forventes at påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, ålegræs og fytoplankton og afledte økologiske effekter.

Parametre	Teoretisk påvirkningsmekanisme	Dokumenterede påvirkningsmekanismer	Referencer
Bundfauna	Makrofauna arts- og individtæthed ændres	1) Ændringer i faunasammensætningen fx pga. introduktion af 'plastik rev' iht. mudder-bund og klippehabitater med evt. ændring i antal af forekomsten 2) Forstyrrelse af bunddyrs fødeoptagelse	17, 20 7
Makroalger	Udbredelse og formering	1) Udskygning med påvirkning af vækst	21
Ålegræs	Udbredelse og formering	Ingen dokumenterede effekter	
Fytoplankton	Turbiditeten ændres	Ingen dokumenterede effekter	
Fytoplankton	Biomasse af Zooplankton ændres	Ingen dokumenterede effekter	

Trods en stor mængde publicerede artikler om marin plastik og mikroplastik viser en literaturgennemgang med fokus på relevant fytoplankton, ålegræs, makroalger og bundfauna, at der er ingen påviselige direkte effekter af makroplastik og mikroplastik på de relevante kvalitetselementer og støtteparametre.

7.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Når plastik tilføres havmiljøet afhænger dets skæbne bl.a. af plastikkens egenskaber – og især materialets massefylde. Plastmaterialer som fx styrofoam (flamingo) har lav massefylde og flyder således let på vandoverfladen. Som et resultat heraf er flamingoen hovedbestanddelen af plastaffald på havoverfladen og af affald skyllet i land på kysten [2], hvor det udsættes for påvirkning af sollys, tidevand, vind, bølger og havstrømme [31]. For andre typer af plastmaterialer med højere massefylde (fx polyætylen og polypropylen) vil begroning af mikroorganismer og settling af bunddyr forårsage, at massefylden øges, så plastmaterialet bundfældes [32,33]. Temperatur og salinitet påvirker vandets densitet, og derfor er skæbnen af marint plastik også afhængig af disse faktorer.

I havmiljøet nedbrydes makroplast til mindre stykker som resultat af bl.a. UV-stråling, hydrolyse samt mekanisk, termisk og biologisk nedbrydning [34]. Mens nedbrydning af plast generelt betragtes som meget langsom, afhænger mekanismerne og nedbrydnings-hastigheden af typen af plast, indholdet af tilsætningsstoffer og det omgivende miljø, inklusive temperatur og UV-stråling [1]. Både temperatur, UV-stråling og salinitet kan også have betydning for frigivelsen af miljøfremmede stoffer fra plastikken [35, 36]. På denne måde kan fysiske faktorer, inklusive temperatur og salinitet, have indflydelse på mikroplastik og især marint affalds eventuelle påvirkninger på kvalitetselementerne, idet de er betydningsfulde for plastikkens skæbne.

7.4 Påvirkningens relative betydning

Marint plastikaffald og mikroplastik kan have flere påvirkningsmekanismer i relation til kvalitetselementerne. Datagrundlaget for vurdering af betydningen af presfaktorens indvirkning på kvalitetselementerne er begrænset både med hensyn til forekomst af marint affald og mikroplastik i vandområderne, men også vedrørende effekter af plastik i miljørelevante koncentrationer, da langt hovedparten af laboratorieundersøgelserne er foretaget med plastkoncentration i størrelsesorden over miljørelevante koncentrationer [37].

Vores gennemgang af tilgængelige data for forekomst af marint affald og mikroplastik i de kystnære vandområder viser, at plastik forekommer i lavere koncentrationer end de koncentrationer, hvor der eksperimentelt er dokumenteret effekter [37]. I litteraturen er vist, at mikroplastik kan have effekter ved meget høje koncentrationer på enkeltindivider. Disse koncentrationer er dog højere end sammenlignelige forekomster i vandområderne selv ved kildeudledninger. Der findes ingen undersøgelser, hvor miljørelevante koncentrationer af mikroplastik forårsager effekter på kvalitetselementerne. Det vurderes, at forekomsten af makroplastik kan have en effekt på de enkelte organismer, der fanges, forstoppes, eller de enkelte individer som udskygges, men ikke i en grad så det har betydning for kvalitetselementerne.

Det er dokumenteret, at miljøfremmede stoffer frigivet fra plastik kan optages i organismer. Der er dog ikke studier, der viser optag i en toksisk grad. Det må formodes, at frigivelser vil blive fortyndet i vandsøjlen til koncentrationer uden effekter. Som beskrevet ovenfor er det debatteret, hvorvidt mikroplastik har en betydelig rolle som vektor for miljøfremmede stoffer. Der findes ikke tilstrækkelig viden for en effektvurdering af kvalitetselementerne, og forekomsten af plastik i de kystnære vandområder i Danmark vurderes at være for lav til, at plastik som vektor kan have en betydning.

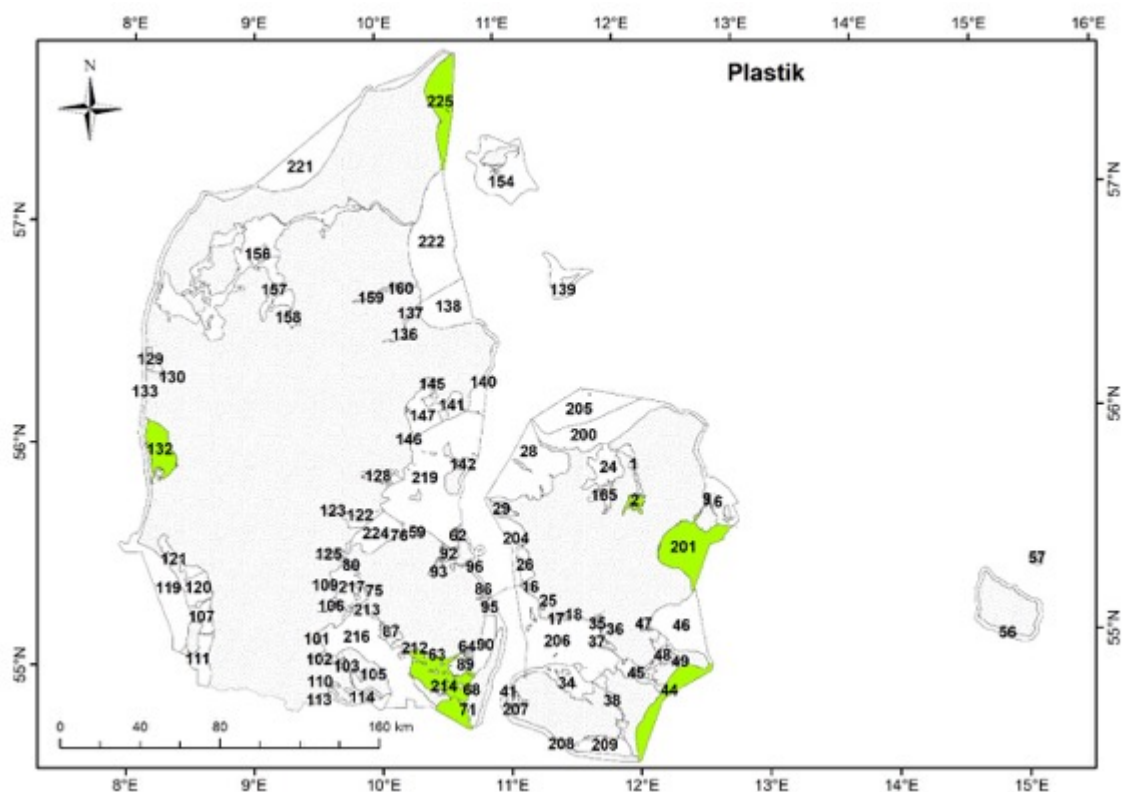
7.5 Tilgængelige data

På baggrund af en nøje gennemgang vurderes det, at der kun findes få sporadiske data om forekomst af marint affald og mikroplastik i de danske kystnære vandområder. Der mangler således data for en vurdering af forekomst og koncentrationer. Enkelte studier er publiceret, bl.a. et studie hvor der i overfladevand er fundet $0,07 \pm 0,02$ partikler $> 300 \mu\text{m m}^{-3}$ i det fynske øhav [38]. I en kandidatafhandling er inddraget ca. 20 danske stationer, hvor overfladevand er undersøgt og der blev fundet koncentrationer på 0-1,3 partikler $> 100 \mu\text{m m}^{-3}$ [39]. Til sammenligning er der fundet ca. 150 partikler $> 10 \mu\text{m m}^{-3}$ uden for vandområderne i den sydlige Nordsø ud for Hollands kyst [40].

Fra bundfauna findes et enkelt publiceret studie, hvor der ikke blev fundet mikroplastik partikler i de analyserede blåmuslinger ($n=5$) indsamlet i Limfjorden [41]. I forbindelse med projekt 'Plastfri Roskilde Fjord' er der foretaget undersøgelser af mikroplastik i muslinger, vandsøjle og sedimenter ved kilder samt ved reference områder i Roskilde Fjord [42]. Koncentrationerne varierer på grund af punktkilder og der kan findes meget

lokale områder med højere koncentrationer ved fx spildevandsudledninger, samt i havneområder, hvor malingflager fra bådenes bundmaling kan bidrage til mikroplastik forekomsten. Der er dog tale om punktundersøgelser og tidsserier over få år på enkelte faste stationer.

I regi af EU Havstrategi Direktivet er der indført et overvågningsprogram for marint affald, hvor målet er at kortlægge forekomsten i vandsøjlen og på havbunden [43]. Som indikatorer anvendes mikroplastik i bundsedyr monitoring af affald, der optræder som bifangst i forbindelse med forsøgsfiskeri, mængde af marint affald på referencestrande samt maveindhold i havfugle. Udover hvad der findes af mikroplastik i sedimenter samt i fugle, går de andre parametre på makroplastik. I overvågningen af fx marint affald er inkluderet indsamling 3 gange årlige på 5 reference strande, hvor der indsamles affald på strækninger på 100 m. Indsamling og kategorisering af marint affald til vurdering af bl.a. mængder af plastik følger OSPAR guidelines [2,44]. Resultater fra undersøgelserne indrapporteres til OSPAR. Endelig er der nationalt i 2012-2016 anvendt data, hvor marint plastik optræder som bifangst i forbindelse med forsøgsfiskeri er undersøgt. Data er afrapporteret til OSPAR og HELCOM. Også i dette regi er der tale om punktundersøgelser og tidsserier over få år på enkelte stationer.



Figur 7.2. Vandområder hvor der er data for råstofindvinding. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

Der findes få tilgængelige data for vandområderne. Det formodes, at der vil være lokale forskelle afhængig af kilder i forekomster af mikroplastik i vandsøjlen, på havbunden, i bundsediment og i bunddyrene. En stor del af ovenstående undersøgelser og forekomster, ligger således uden for vandområderne, og/eller data er ikke tilgængelige.

7.6 Konklusion

Der findes ikke data for de danske vandområder, der viser, at mængden af plastik er høj nok til at påvirke marine organismers fødeoptagelse, reproduktion eller vækst, som det er dokumenteret ved høje koncentrationer i eksperimentelle studier [37]. Vi har dog kun data for affald på havbunden fra de åbne farvande, og kan dermed ikke udelukke, 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 i det marine miljø langt under de niveauer, som man i laboratoriet har vist kan have effekt på marine organismer såsom planktonorganismer, og der er ingen dokumenteret effekt på kvalitetselementerne og især ikke på indikatorerne eller støtteparametrene (se tabel 7.2).

Tabel 7.2 Marint affald og makroplastiks egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i de mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigttybde
Marint affald	1	2	2	2	2	1
Mikroplastik	1	1	1	2	1	1

7.7 Referencer

1. Law, K. L. (2017). The Plastics in the Marine Environment. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 9, 205-29.
2. Strand, J., Tairova, Z. & Metcalfe, R. d'A. (2016). Status on beach litter monitoring in Denmark 2015. Amounts and composition of marine litter on Danish reference beaches. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 42 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 177 <http://dce2.au.dk/pub/SR177.pdf>.
3. Rochman, C. M., Browne, M. A., Underwood, A. J., van Franeker, J. A., Thompson, R. C. & Amaral-Zettler, L. A. (2016). The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology*, 97, 302–12.
4. Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, F., Palma, A. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Fernández-de-Puelles, A. R. M. L. & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *PNAS*, 111, 10239-10244.
5. Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S. F., Mogg, A. M. O. & Narayanaswamy, B. E. (2017). Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 231, 271-280.
6. Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646–6655.
7. Setälä, O., Norkko, J. & Lehtiniemi, M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Mar Pollut Bull.*, 102, 95-101.
8. Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C. & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environ Pollut.* 237, 675-684.

9. Carbery, M., O'Connor, W. & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115, 400-409.
10. Bonello, G., Varrella, P. & Pane, L. (2018). First Evaluation of Microplastic Content in Benthic Filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 27, 284-291.
11. Watts, A. J., Urbina, M. A., Goodhead, R., Moger, J., Lewis, C. & Galloway, T. S. (2016) Effect of Microplastic on the Gills of the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science and Technology*, 50, 5364-69.
12. Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., & Galloway, T.S. (2015). The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 1130–1137.
13. Steer, M., Cole, M., Thompson, R. C. & Lindeque, P. K. (2017). Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environ Pollut.*, 226, 250-259.
14. Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J. & Nielsen, T. G. (2017). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea, *Sci Total Environ*, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.101>.
15. Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77-83.
16. Li, W. C., Tse, H. F. & Fok, L. (2017). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 333-349.
17. Holmes, A. M., Oliver, P. G., Trehwella, S., Hill, R. & Quigley, D. T. G. (2015). Trans-Atlantic Rafting of Inshore Mollusca on Macro-litter: American molluscs on British and Irish shores. *Journal of Conchology*, 42, 41-49.
18. Kirstein, S., Kirmizi, A., Wichels, A., Garin-Fernandez, R., Erler, M., Löder, G. & Gerds. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar. Environ. Res.*, 120, 1-8.
19. Lamb, J. B., Willis, B. L., Fiorenza, E. A., Couch, C. S., Howard, R., Rader, D. N., True, J. D., Kelly, L. A., Ahmad, A., Jompa, J. & Harvell, C. D. (2018). Plastic waste associated with disease on coral. *Science*, 359, 460-462.
20. Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H. S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., et al. (2014) Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. *PLoS ONE*, 9(4), e95839. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095839>.
21. Balestri, E., Menicagli, V., Vallerini, F. C. & Lardicci, C. (2017). Biodegradable plastic bags on the seafloor: A future threat for seagrass meadows? *Sci Total Environ*, 605, 755-763.
22. Green, D. S., Boots, B., Blockley, D. J., Rocha, C. & Thompson, R. (2015). Impacts of Discarded Plastic Bags on Marine Assemblages and Ecosystem Functioning. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 5380–5389.
23. Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P. & Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere*, 182, 781-793.
24. Kwon, B.G., Amamiya, K., Sato, H., Chung, S.Y., Kodera, Y., Kim, S.K., Lee, E.J. & Saido, K. (2017). Monitoring of styrene oligomers as indicators of polystyrene plastic pollution in the North-West Pacific Ocean. *Chemosphere*, 180, 500-505.
25. Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Norén, F., Hartmann, N. I. B., Jensen, P. R., Nielsen, T. G. & Brinch, A. (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. The Danish Environmental Protection Agency. Environmental project No. 1793
26. Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K. & Hong, S. H. (2016). Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environmental Science & Technology*, 50(10), 4951-4960.
27. Wang, W. & Wang, J. (2018). Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: Microplastics in comparison to natural sediment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 648-655.
28. Graca, B., Bełdowska, M., Wrzesień, P. & Zgrundo, A. (2014). Styrofoam debris as a potential carrier of mercury within ecosystems. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 21(3), 2263–2271.
29. Hartmann, N. B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L. H., Schmidt, S. N., Mayer, P., Meibom, A. & Baun, A. (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integr Environ Assess Manag.*, 13(3), 488-493. doi: 10.1002/ieam.1904.
30. Koelmans, A., Bakir, A., Burton, A. G. & Janssen, C. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment. *Critical Review and Model-Supported Re-interpretation of Empirical Studies. Environmental Science and the Total Environment*, 50(7).
31. Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K. & Weisberg, S.B. (2001). A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, 42, 1297-1300.
32. Ye, S. & Andrady, A. (1991). Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 22, 608-613.
33. Andrady, A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605.

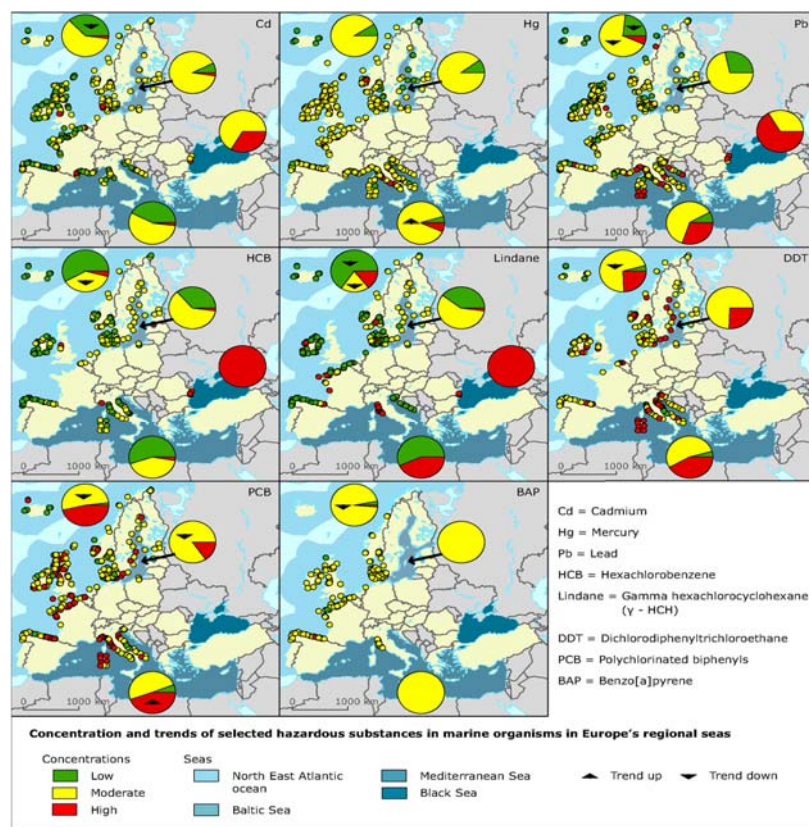
34. Kubowicz, S. & Booth, A. M. (2017). Biodegradability of Plastics: Challenges and Misconceptions. *Environ Sci Technol.*, 51(21), 12058-12060.
35. Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., Nadal, A. & Romano, D. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 13.
36. Suhrhoff, T. J. & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics — A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 84-94.
37. Lenz, R., Enders, K. & Nielsen, T. G. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic *PNAS* 113, No. 29, E4121 - E4122.
38. Tamminga, M., Hengstmann, E. & Fischer, E. K. (2018). Microplastic analysis in the South Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 601-608.
39. Mintenig S. (2014). Planktonic Microplastic in the North Sea. A new extraction method for the detection by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). Masterproject at Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.
40. Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C. A., Nielsen, T.G. (2015). Abundance, Size and Polymer Composition of Marine Microplastics Larger 10 Micrometre In The Atlantic Ocean And Their Modelled Vertical Distribution. *Mar. Pollut. Bull.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.027>.
41. Vandermeersch, G., Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M. J. J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J. & Devriese, L. (2015). A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143, 46-55.
42. Strand J. (2017). Plastik I fjorden – I miljø og spildevand. Powerpoint præsentation ved Temaaften om Plastikforurening & Roskilde Fjord, 1. juni 2017 på RUC. <https://plasticchange.dk/media/40691/plast-i-roskilde-fjord-j-strand.pdf>
43. Miljøministeriet. (2014). Danmarks Havstrategi - Overvågningsprogram. Naturstyrelsen https://mst.dk/media/118263/samlet_overv_gningsprogram_for_hsd.pdf
44. OSPAR. (2010). Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area. Edition 1.0. OSPAR Commission, 2010, Agreement number 2010-02, 83pp.



Foto: Lis Bach.

8. Miljøfarlige stoffer

Miljøfarlige stoffer (MFS) dækker over adskillige stoffer fra flere forskellige stofgrupper. VRD [50] indeholder en liste med 45 prioriterede kemiske stoffer [51, 52] 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 [1, 50]. Miljøkvalitetskrav (EQS-værdier) kan udarbejdes for andre matricer end dem, der er fastsat i VRD, og skal udarbejdes for nationalt fastsatte stoffer. Disse nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav varierer mellem medlemsstaterne [2]. Nogle EQS er med henblik på miljøbeskyttelse andre med henblik på menneskers sundhed, og repræsenterer derfor generelle beskyttelsesniveauer. Der er generelt få målte værdier for stofferne i danske kystnære vande, men der er mulighed for at modellere og estimere forekomsten af stofferne [3] som grundlag for implementeringen af VRD. Ud over de prioriterede stoffer er der en lang række andre kemiske stoffer, der er udledt fra forskellige aktiviteter på havet. I et review [1] af disse kilders relative styrke i europæiske have og konkluderes, at offshore olie og gas udnyttelse samt skibstrafik er de to største kilder til MFS i havet, mens et andet studie har set på effekter af afstrømning fra land [26]. Dette afsnit fokuserer på koncentrationer som kan sammenlignes med disses EQS-værdier.



Figur 8.1: Koncentration af problematiske MFS i EU. Kilde: EEA State of the Environment report (2015) [6].

EU har i 2015 vurderet tilstand og udvikling [6] for tre metaller (Cd, Pb og Hg) sammen med udvalgte klorerede pesticider, PCB og en repræsentativ PAH (Benz(a)pyren) (figur 8.1). Der er ikke nogen direkte kobling mellem EU's klassificering og de kvalitetselementer, der behandles i denne rapport, men EU's tilstandsvurdering [6] illustrerer, hvilke stoffer der især kan være problemer med og hvor der er ændringer i niveauerne over tid.

8.1 Teoretiske påvirkningsmekanismer

MFS 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 af stofferne, samt især metallers giftighed [4]. Under de rette betingelser kan alle stofferne påvirke de ovenfor nævnte organismer ved direkte toksiske effekter ved tilstrækkeligt høje eksponeringskoncentrationer. Ved lavere eksponeringskoncentrationer kan der forekomme kroniske og langvarige effekter såsom reduceret reproduktion og fotosyntese. Desuden kan MFS påvirke funktionen af økosystemet ved indirekte effekter på økosystemet, fx ved trofiske kaskadeffekter, samt ved blandingseffekter med andre stoffer eller presfaktorer i økosystemet. Stofferne kan således potentielt forårsage strukturelle og funktionelle ændringer af økosystemet. Disse effekter er inddraget i fastsættelsen af EQS-værdierne for de prioriterede stoffer ved hjælp af ekstrapolationsfaktorer [2]. EQS er generelt ikke sat af hensyn til de biologiske kvalitetselementer, men for god kemisk tilstand [51]. Det overordnede mål er at undgå uacceptable negative effekter på akvatiske økosystemer, hvilket i den tekniske guideline er defineret som at undgå effekter på top prædatorer gennem biomagnificering og mennesket sundhed gennem indtag af fisk, muslinger og lignende [53]. En undtagelse er dog de kvalitetskrav, der er foreslået for sediment i de enkelte baggrundsdokumenter for fastsættelse af miljøkvalitetskrav, hvor der ofte er fokus på de mest følsomme sedimentlevende organismer, og dermed potentielt påvirkning af bundfaunasammensætningen.

8.2 Dokumenterede påvirkningsmekanismer

Nedenfor er en opsamling baseret på den internationale litteratur (tabel 8.1), der dokumenterer MFS effekter – disse effekter er dog ikke alle nødvendigvis relevante i en dansk kontekst (fx analyser og effekter på ikke hjemmehørende planter i Danmark). På grund af de mange forskellige kemiske forbindelser er der her fortrinsvis brugt review artikler som udgangspunkt, men i enkelte tilfælde er der refereret til specifikke artikler for at demonstrere kendte effekter af enkelte stoffer i en MFS stofgruppe på specifikke arter. Den underliggende antagelse er, at effekten også gælder for andre stoffer i stofgruppen og sammenlignelige danske arter, men uden at forudsige niveauerne af belastning som kan give effekten for hjemlige arter.

Tabel 8.1: Dokumenterede og teoretiske påvirkninger af MFS der indgår i EU, OSPAR og HELCOMs prioriterede stoffer, og vurderes relevante for danske forhold.

Presfaktor	Dokumenterede og teoretiske påvirkninger
Metaller	Biogeokemiske processer betinger biotilgængeligheden af metaller i sedimenter [7, 8]. Unormalt høje tungmetalkoncentrationer i ålegræs er fundet [5], men det vides ikke, hvilken effekt dette har på miljøet generelt. Det er dog vist, at Cd signifikant reducerede ålegræs fotosyntese ved koncentrationer over 100 µg l ⁻¹ [36], hvilket imidlertid er 66 gange miljøkvalitetskrav i havvand. Ligeledes har en database med >22.000 målinger af metaller i makrofytter demonstreret [10], at især As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Pb og Zn akkumuleres i planterne – men viste ikke, hvilke effekter dette havde på planterne [10]. Det er påvist, at forhøjede metalkoncentrationer af Mn, Cu, Cr, Ni og Cd giver forhøjede stress indikatorer i <i>Ulva</i> sp. [46], og en generel stressniveau indikator (IBR) blev foreslået som forklaring af årsag-virkning af metaller i planter. Endvidere har undersøgelser vist reduceret produktion hos fytoplankton [28, 39]. Høje niveauer af især metaller i Sydney havn i både sediment og makroalger er blevet associeret med øgning i opportunistiske arter og ændringer i det bentske samfund [9]. For makrobentiske organismer har undersøgelser i både Oslofjorden [43] og Targus Bugten i Portugal [44] vist, at metaller påvirker fødesøgning, nedgravning i sediment og arts sammensætningen (Biological Trait Analysis, BTA) i bundfauna. Især Cd og Pb påvirker BTA indikatoren med lidt mindre påvirkning fra Hg i Oslofjorden. For Targus Bugten var Cu det metal med størst korrelation til ”dårlige” BTA-indikatorer fulgt af Cd, Pb og Hg.
Pesticider	For pesticider viser canadiske undersøgelser [11], at organo-chlorine (OC) pesticider (fx Lindane) udgør de største risici for havmiljøet. For nyere stoffer som neonicotinoids og fipronil findes der ingen data i havmiljøet i 2015 [12], men en komparativ undersøgelse af toksicitet i marine og ferskvands krebsdyr [42] viste, at især neurotoksiske pesticider er de mest toksiske for planktoniske krebsdyr, med LC ₅₀ på under 1 µg l ⁻¹ . Også pyrethrinere og organofosfat pesticider har enkelte stoffer med LC ₅₀ under 1 µg l ⁻¹ og samlet er de tre pesticid grupper de mest toksiske for planktoniske krebsdyr af 29 undersøgte stofgrupper. Pesticider er primært designet til at påvirke specifikt planter, insekter eller svampe, hvorfor de har de samme effekt på non-target organismer indenfor de nævnte grupper, som de er udviklet til at have på target organismer. Derfor forventes det, at disse stoffer også vil påvirke marine insekter [12]. Der er en mangel på viden om og data på forekomsten af pesticider og deres direkte effekter i havmiljøet [15, 19]. I Oslofjorden er det dog vist, at DDT har indflydelse på den bentske BTA-indikator på niveau med Hg [43]. Zooplanktonsamfund skifter generelt dominans mod mindre taxa med hurtigere reproduktionscyklus efter eksponering til pesticider. Disse er ofte mindre effektive græssere, hvilket potentielt kan øge mængden af fytoplankton og reducere sigtedybden [14].
Biocider	Irgarol 1051 er et udbredt anvendt biocid, som er forbudt i EU siden 2017 (i DK siden 2000). Stoffet kan forekomme i havnemiljøer og har effekter på ålegræs fotosyntese [11, 16]. Der er påvist mulige blandingseffekter af Irgarol og Diuron (som må benyttes i EU) og begge reducerede ålegræssets fotosyntese [17]. Der blev dog ikke fundet synergieffekter ved blandingen, da de to stoffer har samme virkningsmekanisme og derfor kun virker additivt [12]. For Diuron og dets primære metaboliter er der demonstreret synergieffekter på fytoplankton, hvor kiselalger var mest følsomme [13, 18]. I et review af effekter af biocider i det marine miljø blev det vist, at biocider generelt påvirker alle marine organismer [19], samt at produktet Sea Nine 211 er mest giftigt. Der er både direkte og indirekte effekter af biocider på marine økosystemers struktur og funktion [14]. Alle tre biocider har tidligere været brugt i bundmaling og er derfor tilført marine områder, især nær havne og opankringspladser. For makroalger er det også påvist, at et specifikt organofosfat insecticid (Coumaphos) inducerer oxidativt stress, og starter forskellige forsvarssystemer [45]. Dette kan medføre nedsat vækst og udvikling, og dermed give indirekte økologiske konsekvenser ved miljømæssigt relevante koncentrationer. Det kan antages, at dette også gælder for andre makroalger, selvom der ikke er udført mange forsøg ved miljømæssigt relevante koncentrationer. Der er påvist målbare koncentrationer af forskellige typer pesticider i makroalger.
PAH'er	Polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) kan forårsage strukturelle og funktionelle ændringer i det marine plankton fødenet. Direkte og indirekte effekter blev observeret på tre forskellige trofiske niveauer i et marint mesocosm forsøg i Danmark [20]. Analyser omkring olieplatforme i Nordsøen viser, at PAH'er kan udgøre en risiko for blåmuslinger i op til 5 km's afstand fra riggen. Der ses primært fysiske effekter på muslingerne. Der er også effekter på den øvrige bentske fauna pga. øget BOD og COD [21]. Der er endvidere beskrevet en signifikant reduktion i bentsk makrofauna individueltæthed og biomasse som funktion af afstand til olieplatforme [22]. Der kan endelig være effekter af oliespild og tab fra skibstransport og fra trafik på broer. PAH har kendte cytotoxiske effekter på biota fx hormonforstyrrende og mutagene effekter, men effekter på planter er mindre belyste [37]. PAH'er er generelt toksiske for pelagiske krebsdyr [42], ranket med den 6. laveste LC ₅₀ koncentration af 29 klasser af organiske stoffer.
PCB'er	På grund af stoffernes affinitet til sediment er det primært det bentske samfund, som påvirkes af PCB. Der er mange forskellige former (kongener) af PCB, der alle har forskellige egenskaber [23]. PCB har ligesom PAH'er cytotoxiske effekter på biota [37], men der er også vist effekter på produktionen hos marine makroalger ved forhøjede koncentrationer i fx havneområder, effekter på frøplanter er mindre belyst [38]. PCB'er og dioxiner er generelt toksiske for pelagiske krebsdyr [42], ranket med den 4. laveste LC ₅₀ koncentration af 29 klasser af organiske stoffer, med LC ₅₀ værdier under 1 µg l ⁻¹ for enkelte stoffer. I Oslofjorden var der dog ikke særlige tegn på, at PCB havde indflydelse på de biologiske indikatorer for bundfauna [43].

TBT	TBT giver skalfortykkelser for østers og muslinger, og inducerer pseudopenis i marine hun-snegle [49], for de mest følsomme arter til et niveau som hindrer reproduktion og påvirker bestanden i Kattegat og Skagerrak [48]. TBT kan have direkte effekter på zooplankton [24]. TBT og andre organotin-forbindelser kan påvirke organismer via en række toksiske effekter (fx via følgende cellulære receptorer: RXR; CHH; P450) og udgør en risiko for både zooplankton men primært bundfauna [41]. Den hormonforstyrrende effekt af TBT er især relevant for bentiske organismer. Det er dokumenteret, at der er kaskadeffekter af TBT og andre MFS i engelske kystnære områder [25]. TBT er toksisk for pelagiske krebsdyr [42], ranket med den 5. laveste LC ₅₀ koncentration af 29 klasser af organiske stoffer. TBT er dog klart den mest toksiske af de organometalliske pesticider, fx kræver As-baserede pesticider meget højere koncentrationer for at resulterer i målbare effekter. Til trods for et globalt forbud mod anvendelsen af TBT i bundmaling er der fortsat store puljer i sedimentet, som kan give påvirkninger af miljøet ved omlægning af sediment, ligesom der stadig er tilladte organotinforbindelser til landbaserede formål.
------------	--

Vigtigt for forståelsen af effekter af MFS er samspilseffekter i økosystemet og trofiske kaskadeffekter (knock-on-effekter hvor en initial og mindre direkte effekt af et MFS på en organisme eller samfund kan multipliceres og forstærkes gennem trofiske interaktioner i hele fødenettet og økosystemet). Desuden afhænger MFS-påvirkning af andre MFS (blandingseffekter eller cocktail effekter), som både kan være additive, antagoniske, og synergistiske [30, 31]. Det er beskrevet, hvordan trofiske kaskadeffekter er observeret i 60% af alle akvatiske økosystem analyser, hvor MFS er testet [31]. Den primære effekt er, at primærproducenterne (alger) øges i antal og tæthed, når græssere reduceres i antal, størrelse og græsningseffektivitet [23]. Derved kan MFS indirekte bidrage til effekter på fytoplankton, sigtedybde og leveforhold for ålegræs [27] og bundfauna [33]. De samme effekter kan potentielt forekomme i marine systemer for TBT, men dette er kun beskrevet i begrænset omfang [24]. Det er vanskeligt at analysere og dokumentere MFS-økosystemeffekter i havet, på grund af manglende dokumentation/data. Biologiske trait-analyser (BTA) [32, 43, 44], hvor man analyserer en lang række parametre og egenskaber for organismerne, samt hvordan disse påvirkes (fx reproduktion, størrelse), kan være en mulig løsning til bedre at forstå og beskrive de faktiske direkte og indirekte effekter af MFS i marine økosystemer. Der er dog også på dette område et betydeligt forskningsbehov.

Forskellige MFS findes i stort set alle typer marine habitater og er også dokumenteret i DCE's årlige tilstandsrapporter [5, 6]. Det er endvidere vist, at koncentrationerne af en række MFS (Hg, Cd, Pb, TBT) overskrider de nationale og internationale miljøkvalitetskrav [6] og derfor potentielt kan udgøre en risiko i sediment og biota i nogle danske havområder. Der er ingen monitoringsdata for MFS i vandfasen, men udelukkende i biota og sedimentet, som også er mere relevant for effektvurderinger. For at få en vurdering af potentiel betydning af MFS for det marine miljø er der i tabel 8.2 vist en analyse af hele ODA-databasen fra 2010-2015 for sedimentkoncentrationer af prioriterede stoffer (gennemsnits koncentration og maximal målte værdi samt hvor de højeste værdier er fundet), sammen med nationale sediment QS-værdier (kaldet miljøkvalitetskrav i miljømålsbekendtgørelsen [47]).

Tablet 8.2: Målte værdier (gns og max målte værdi) af en række MFS med danske miljøkvalitetskrav for sedimentkoncentrationsamt lokalitet for max målte koncentration

Stof	Gennemsnits-sediment-koncentration (mg kg ⁻¹ (DW) ±s.d.)	Max målte (mg kg ⁻¹ (DW)) ¹	Miljøkvalitetskrav sediment (QS _{sedi}) (mg kg ⁻¹) ²	Sted og år (max)	Miljøkvalitetskrav overskredet (worst-case) (J/N)
Pb	24 (±19)	100,7	163	Mariager Fjord (2014)	N
Cd	0,5 (±0,5)	2,05	3,8	Guldborg Sund (2013)	N
Hg	0,09 (±0,16)	1,44	NA	Mariager Fjord (2014)	NA
Va	20,4	20,4	23,6	Thyborøn (2012)	N
Antracen	0,016 (±0,024)	0,14	0,0048	Mariager Fjord (2014)	J
Naphtalen	0,017 (±0,04)	0,44	0,138	Karrebæk Fjord (2010)	J
Nonylphenoler	0.055 (±0.180)	1,9	2,5 × f _{oc} {0,12} ³	Knebel Vig (2013)	J
Octylphenol	0,001 (±0,001)	0,008	3,93 × f _{oc} {0,16} ³	Vejle Fjord (2015)	J (sandet sediment)
TBT	0,017 (±0,05)	0,59	NA	Mariager Fjord (2014)	NA

1. Data fra ODA databasen: <http://dce.au.dk/overvaagning/databaser/oda/>

2. BEK nr 1625 af 19/12/2017: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=196701>, Værdier i [parentes] er OSPARs eller Svenske forslag til miljøkvalitetskrav [40].

3. f_{oc} er fraktionen af organisk stof i sedimentet (typisk 1-5% total organisk kulstof (TOC) i ikke-sandede sedimenter og 0,1-0,5 % i sandede sedimenter). Kvalitetskravet er i {parentes} beregnet ud fra TOC indholdet i prøven med max indhold.

For de fleste af de i tabel 8.2 nævnte MFS er de målte sediment QS ikke overskredet. En undtagelse er PAH'erne naphtalen og antracen, men det har ikke været muligt på baggrund af en litteratur gennemgang at linke disse koncentrationsniveauer til effekter på bundfauna. For Hg og TBT findes der ikke danske kvalitetskrav, men baggrundsværdien for Hg i OSPAR er 0,091 mg kg⁻¹ TS og der anvendes et canadisk kvalitetskrav (ERL) på 0,15 mg kg⁻¹ TS som erstatning for EQS, og Stockholm Universitet har beregnet et sediment kvalitetskrav for TBT til QS_{sedi} = 0,0016 mg kg⁻¹ ved 5% TOC for TBT for det Svenske Havs och Vatten Myndigheten. Det kan derfor ikke afvises, at de biologiske kvalitetselementer er påvirket i udsatte områder af PAH'er, TBT og Hg.

Som det fremgår af ovenstående, mangler der generelt set viden om effekter af de enkelte MFS på kvalitetselementerne. Det gælder for specifikke effekter af de enkelte stoffer samt især hvad angår kaskadeffekter og synergieffekter. For at vurdere indflydelsen af MFS på kvalitetselementerne mangler der således overordnet set mere specifikke undersøgelser af de direkte og indirekte effekter af MFS, som evt. kan give afledte EQS-værdier, som er specifikke for hvert kvalitetselement. Ud fra reviewet kan der peges på en del potentielle effekter, men ingen kan kvantificeres for danske forhold uden målrettet forskning/overvågning af modelområder, som efterfølgende kan anvendes til at generalisere for hele vandrammeområdet.

8.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

MFS-tilgængelighed og form (metaller især) er afhængig af forskellige biogeokemiske faktorer så som redoxforhold, ilt, mængden af organisk kulstof, sedimentforstyrrelser fra bundfauna og orme samt industriel aktivitet på havbunden (fx boringer, anlægsarbejder) i relation til sedimentet [29]. Salinitet og temperatur er ligeledes afgørende for stoffernes giftighed. Redox og iltforhold påvirkes blandt andet af vandtemperatur og dermed af klimatiske ændringer [31].

8.4 Påvirkningens relative betydning

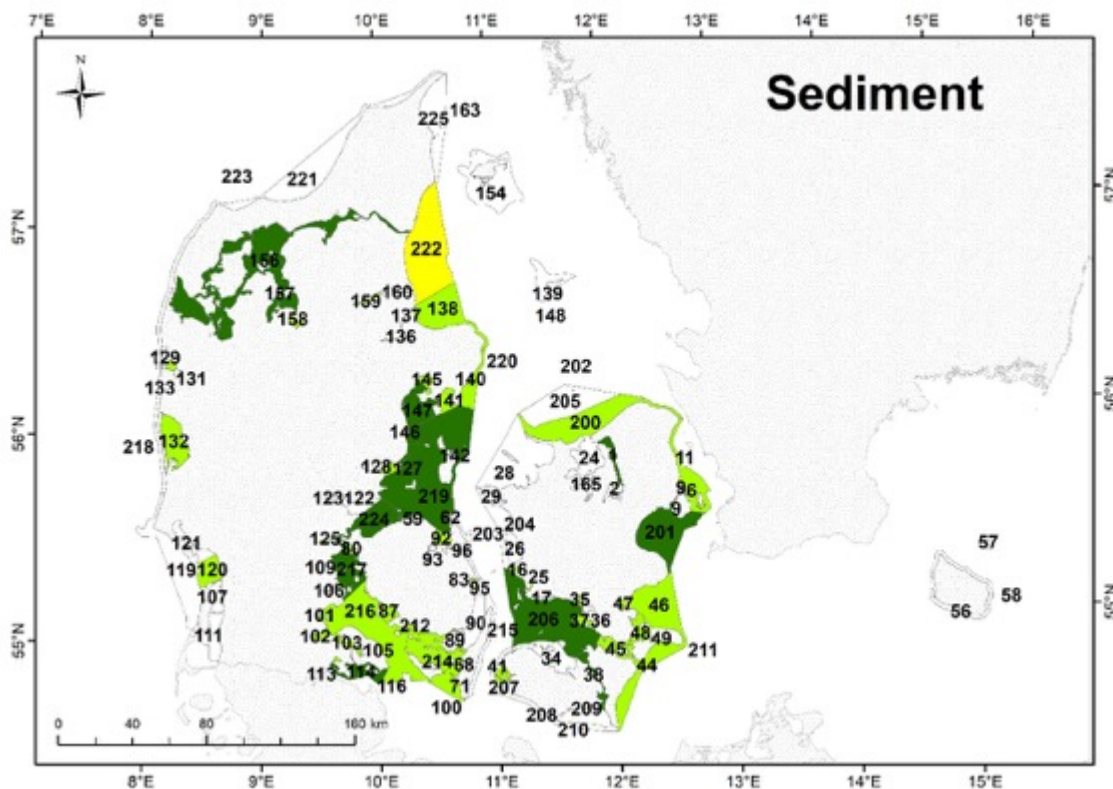
Litteraturen viser, at MFS afhængigt af sted og tid kan forårsage ændringer i det marine økosystems artsrigdom og biomasse af ålegræs og bundfauna. Pesticider (herbicider) har specifikke effekter på fx planter herunder makrofyter og ålegræs, mens biocider, PAH'er og TBT har specifikke effekter på fx bundfauna. Tungmetaller dækker over en lang række stoffer, som har forskellige effekter relativt til de specifikke biogeokemiske forhold i sedimentet primært for makrofyter. PAH'er og PCB'er påvirker ligeledes primært bundfauna, men er i relation til toksicitet mindre afhængig af de biogeokemiske forhold end tungmetaller, men på samme måde med hensyn til deres biotilgængelighed og massebalance. Der er dog meget få dokumenterede effekter ved de koncentrationer, der normalt er målt i danske vandområder og den relative betydning af MFS på kvalitetselementerne må vurderes – på det nuværende vidensgrundlag – at være af begrænset betydning. Imidlertid mangler der i vid udstrækning specifikke studier for mange af stofferne. Især er der mangel på viden om og studier af kaskade-effekter og samspil med andre presfaktorer. MFS kan imidlertid have negative effekter på marine økosystemer uden, at det er afspejlet i dokumenterede effekter på kvalitetselementerne.

8.5 Tilgængelige data

NOVANA består af et program for biota og sediment prøver, men ingen vandprøver, fra 1998 og her er kun gennemgået nyere data fra 2010 og fremefter. Der er udtaget prøver i 100 vandområder mellem 2010 og 2017 (for sediment dog data tilgængelige frem til 2015, data for 2016 blev først tilgængelige efter redaktionens afslutning), fortrinsvis langs kysten (undtagen omkring Bornholm). Udover de kemiske analyser er der et program for biologiske effekter, som især er fokuseret på marine snegles reproduktive tilstand (imposex/intersex som specifik indikator for TBT-påvirkning), defekter på ålekvabbers yngel men også specifikke effekter af PAH'er og lysosomal stabilitet som indikator på muslingers generelle tilstand.

Sediment dataanalyser fra 2017 og fremefter vil kun blive udført for phenoler og phthalater. Frem til og med 2016 blev der også analyseret for PAH, metaller og TBT. Der er stationer i 62 vandområder, heraf de 53 er i kystnære vandområder (figur 8.2). Der er i alt indsamlet data fra 234 stationer i perioden 2010-2015, så flere af vandområderne er besøgt flere gange i perioden, eller har haft flere stationer indenfor vandområdet.

For biota (prøvetagning i væv af organismer) er der flere kystnære stationer (muslinger) og åbent vands stationer (fisk). I alt er der data fra 80 vandområder, heraf 77 i de kystnære vandområder. Der er pt. ikke nogen vurdering af, hvilke koncentrationsniveauer i biota, der kan indikere skader på kvalitetselementerne.



Figur 8.2. Vandområder hvor der er data for sediment MFS. Hvid: Ingen data om presfaktoren (ingen prøvetagning i 2010-17); Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder (mindst to sediment prøver udtaget i 2010-2015, som kan vurderes overfor MKK).

8.6 Konklusion

MFS-effekt på kvalitetselementerne er gennemgået ovenfor, hvor vi har sammenholdt danske sediment EQS-værdier og sediment monitoringsdata. Desuden har vi gennemgået den videnskabelige litteratur. Vi fandt, at antracen (i gennemsnit) og naphthalen (ved max koncentration) overskrider deres sediment EQS-værdi i enkelte områder og dermed repræsenterer en mulig effekt i havmiljøet. Nonylphenoler er også i mange områder over kvalitetskravene, hvorimod octylphenol og metallerne kun i enkelte områder er over de danske kvalitetskrav. Der er en lang række prioriterede stoffer og stoffer i overvågningen, som ikke har en sediment EQS-værdi. Det er vigtigt at pointere, at overskridelse af EQS-værdier ikke i sig selv medfører en effekt på et eller flere kvalitetselementer, og der er generelt set er få dokumenterede effekter ved de koncentrationsniveauer (i sedimentet), der findes i vandområderne. For vurderingen af indflydelsen på kvalitetselementerne mangler endvidere målinger af de stoffer som kunne være relevante i vandfasen, da monitoring kun foregår i sedimentet og biota. Nogle stoffer har enten EU

og/eller danske EQS vandværdier, men disse er kun sammenlignelige med sediment-koncentrationer efter en ligevægtsberegning mellem vandfasen og sedimentet (EqP modellering).

MFS har forventeligt mulige direkte og indirekte effekter på kvalitetsparametre, men vi ved også, at der er stor variation i disse potentielle effekter, samt at der er mangel på data og viden om marine økosystemeffekter af MFS og herunder specifikt dokumentation for effekter på kvalitetselementerne. Fordi MFS har potentielle effekter er de omfattet af VRD. De er imidlertid primært reguleret i relation til kemisk tilstand og ikke til økologisk tilstand, som bruger kvalitetselementerne til at etablere tilstandsvurderinger. På den baggrund og uden hermed at frikende MFS for effekter i de marine økosystemer, er det konklusionen, at der ikke på nuværende tidspunkt er viden eller datagrundlag for at lade MFS indgå i analyser i 3. generations vandplaner, hvad angår effekter på kvalitetselementerne (tabel 8.3). Vi vurderer, at TBT potentielt kan have en effekt på bundfauna og at der kan være et tilstrækkeligt datagrundlag for en analyse. Imidlertid er TBT under udfasning og der kan konstateres faldende koncentrationer i både sediment og biota. I lyset heraf vurderer vi ikke, at en analyse vil kunne resultere i relevante indsatsbehov i 3. generationsvandplaner.

Tabel 8.3. MFS' egnethed til at indgå i analyser vedrørende 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i de mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtddybde
Metaller	2	1	1	2	1	1
Pesticider	2	2	2	1	1	1
Biocider	2	2	2	2	1	1
PAH'er	1	2	2	2	1	1
PCB'er	1	1	2	1	1	1
TBT	1	1	1	4	1	1

8.7 Referencer

1. Tornero V & Hanke G. (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin* 112: 17-38.
2. Vorkamp K & Sanderson H. (2016). European Environmental Quality standards (EQS) variability study. Scientific report No 198, 2016, DCE.
3. EU (2011). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27 Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. <https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CIS-WFD%2027%20EC%202011.pdf>
4. EEA (2015). State of the Environment report <https://www.eea.europa.eu/soer>
5. DCE (2014). Danmarks Natur- og Miljøtilstandsrapport 2014: <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2014/jul/to-nye-rapporter-beskriver-miljoets-tilstand-samt-stoerre-politiske-initiativer-paa-miljoemraadet-de-seneste-aar/>
6. Hansen J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253 <http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>.
7. Zhang, C., Yu, Z. G., Zeng, G. M., Jiang, M., Yang, Z. Z., Cui, F., Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International* 73: 270-281.

8. Wang, W. X. (2002). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series* 243: 295-309.
9. Mayer-Pinto, M., Johnston, E. L., Hutchings, P. A., Marzinelli, E. M., Ahyong, S. T., Birch, G., Hedge, L. H. (2015). Sydney Harbour: a review of anthropogenic impacts on the biodiversity and ecosystem function of one of the world's largest natural harbours. *Marine and Freshwater Research* 66 (12): 1088-1105.
10. Sanchez-Quiles, D., Marba, N., & Tovar-Sanchez, A. (2017). Trace metal accumulation in marine macrophytes: Hotspots of coastal contamination worldwide. *Science of the Total Environment* 576: 520-527.
11. Wan, M. T. (2013). Ecological risk of pesticide residues in the British Columbia environment: 1973-2012. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 48 (5): 344-363.
12. Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A., Goulson, D., Wiemers, M. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (1): 68-102.
13. Rawlins, B. G., Ferguson, A. J., Chilton, P. J., Arthursons, R. S., & Grees, J. G. (1998). Review of agricultural pollution in the Caribbean with particular emphasis on small island developing states. *Marine Pollution Bulletin* 36 (9): 658-668.
14. Havens, K. E., & Hanazato, T. (1993). Zooplankton community responses to chemical stressors - a comparison of results from acidification and pesticide contamination research. *Environmental Pollution* 82 (3): 277-288.
15. Kattwinkel, M., Liess, M., Arena, M., Bopp, S., Streissl, F., & Rombke, J. (2015). Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23(4), 382-394.
16. Scarlett, A., Donkin, P., Fileman, T. W., & Morris, R. J. (1999). Occurrence of the antifouling herbicide, Irgarol 1051, within coastal-water seagrasses from Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 38 (8): 687-691.
17. Chesworth, J. C., Donkin, M. E., & Brown, M. T. (2004). The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass *Zostera marina* (L.). *Aquatic Toxicology*, 66(3), 293-305.
18. Gatidou, G., & Thomaidis, N. S. (2007). Evaluation of single and joint toxic effects of two antifouling biocides, their main metabolites and copper using phytoplankton bioassays. *Aquatic Toxicology* 85 (3): 184-191.
19. Amara, I., Miled, W., Ben Slama, R., & Ladhari, N. (2018). Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 57: 115-130.
20. Hjorth, M., Vester, J., Henriksen, P., Forbes, V., & Dahllof, I. (2007). Functional and structural responses of marine plankton food web to pyrene contamination. *Marine Ecology Progress Series* 338: 21-31.
21. Bakke, T., Klungsoy, J., & Sanni, S. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research* 92: 154-169.
22. Arana, H. A. H., Warwick, R. M., Attrill, M. J., Rowden, A. A., & Gold-Bouchot, G. (2005). Assessing the impact of oil-related activities on benthic macrofauna assemblages of the Campeche shelf, southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 289: 89-107.
23. Finkelstein, K., Beckvar, N., & Dillon, T. (2017). Benthic injury dose-response models for polychlorinated biphenyl-contaminated sediment using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (5): 1311-1329.
24. Petersen, S., & Gustavson, K. (2000). Direct toxic effects of TBT on natural enclosed phytoplankton at ambient TBT concentrations of coastal waters. *Ecotoxicology* 9 (4): 273-285.
25. Matthiessen, P., & Law, R. J. (2002). Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. *Environmental Pollution* 120 (3): 739-757.
26. Gosset, A., Ferro, Y., & Durrieu, C. (2016). Methods for evaluating the pollution impact of urban wet weather discharges on biocenosis: A review. *Water Research* 89: 330-354.
27. Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23 (1): 17-27.
28. Cloern, J. E. (1996). Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34 (2): 127-168.
29. Ho, K. T., & Burgess, R. M. (2013). What's causing toxicity in sediments? Results of 20 years of toxicity identification and evaluations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (11): 2424-2432.
30. Strain, E. M. A., Thomson, R. J., Micheli, F., Mancuso, F. P., & Airoidi, L. (2014). Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. *Global Change Biology*, 20(11): 3300-3312
31. Fleeger, J. W., Carman, K. R., & Nisbet, R. M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 317(1-3): 207-233.
32. Statzner, B., & Beche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55: 80-119
33. Johnston, E.L. Mayer-Pinto, M. Crowe T.P. (2015). Review. Chemical contamination effects on marine ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology* 52: 140-149.

34. Lofrano, G., Liberlato, G., Alfieri A., Caroutenuto M. (2016). Metals and tributyltin sediment contamination along the Southeastern Tyrrhenian sea coast. *Chemosphere* 144: 399-407.
35. EU havstrategi (http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-8/index_en.htm)
36. Jarvis TA & GK. Bielmyer-Fraser (2015). Accumulation and effects of metal mixtures in two seaweed species. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*. 171: 28-33.
37. Cocci P., Mosconi G., Bracchetti L., Nalocca JM., Frapiccini E., Marini M., Caprioli G., Sagratini G., Palermo FA. (2018). Investigating the potential impact of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on gene biomarkers expression and global DNA methylation in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, 619-620, 49-57.
38. Lauze JF & Hable WE. (2017). Impaired growth and reproductive capacity in marine rockweeds following prolonged environmental contaminant exposure. *Botanica Marina* 60(2): 137-148.
39. Nayar S, Goh BPL, Chou LM (2004). Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2004; 59: 349-369. doi:10.1016/j.ecoenv.2003.08.015
40. Sahlin, S og Ågerstrand M. (2018) Tributyltin - TBT sediment EQS derivation. ACES report 29. Stockholm University
41. Vogt Elm Nidek HFAM Vinagre AS (2018). Effect of Organotins on Crustaceans: Update and Perspective." *Frontiers in Endocrinology* 9, artikel 65.
42. Sánchez-Bayo F (2006). Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda *Environmental Pollution* 139: 385-420.
43. Oug E, Fleddum A, Rygg, B, Olsgard, F (2012). Biological traits analyses in the study of pollution gradients and ecological functioning of marine soft bottom species assemblages in a fjord ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 432-433: 94-105.
44. Piló D, Ben-Hamadou R, Pereira F, Carric A, Pereira P, Corzo A, Gaspar MB, Carvalho S (2016). How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecological Indicators* 71: 645-659.
45. Schweikert K, Burritt D (2012). The organophosphate insecticide Coumaphos induces oxidative stress and increases antioxidant and detoxification defences in the green macroalgae *Ulva pertusa*. *Aquatic Toxicology* 122-123: 86-92.
46. Pereir P, de Pablo H, Rosa-Santos F, Pacheco M, Vale C (2009). Metal accumulation and oxidative stress in *Ulva* sp. substantiated by response integration into a general stress index. *Aquatic Toxicology* 91 336-345
47. Miljø- og Fødevarerministeriet. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr 1625 af 19/12/2017. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=196701>
48. Strand J, Jacobsen JA (2002). Imposex in two sublittoral neogastropods from the Kattegat and Skagerrak: the common whelk *Buccinum undatum* and the red whelk *Neptunea antiqua*. *Marine Ecology Progress Series* 244: 171-172.
49. Finnegan C, ryan D, Enright AM, Garcia-Cabellos G (2018). A review of strategies for the detection and remediation of organotin pollution. *Critical reviews in environmental science and technology* 48: 77-118.
50. 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>)
51. EU (2008). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2008/105/EU af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=EN>
52. EU (2013). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=EN>
53. EU (2014). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 32 on biota monitoring (the implementation of EQS-biota) under the Water framework Directive. Technical Report - 2014 - 083. ISBN 978-92-79-44634-4, doi: 10.2779/833200. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf>)

9. Invasive arter

Ikke-hjemmehørende arter, eller Non-indigenous species (NIS), er defineret som arter der ved hjælp af menneskelig aktivitet (direkte eller indirekte) findes uden for deres oprindelige/naturlige udbredelsesområde [1, 2]. 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 og det modtagende økosystem. Invasive arter udgør således en delmængde af de ikke-hjemmehørende arter. Ofte benytter forskere den første og forvaltere den anden definition. Uanset oprindelse og definitionsforskelle er det dokumenteret, at NIS/invasive arter generelt kan medføre alvorlige økologiske, økonomiske og kulturelle konsekvenser i de modtagne miljøer. Indførelsen af NIS i marine miljøer anses derfor globalt som en trussel mod naturlige habitater og der er indført flere tiltag i den danske og internationale lovgivning for at reducere tilførslen og effekter af NIS/invasive arter.

En kvantitativ analyse fra 2016 [3] baseret på marine overvågningsdata samt dokumenterede indberetninger via artikler og rapporter fra 1980'erne til 2014 viste en stigning i antal observerede NIS fra 21 siden begyndelsen af 1980erne til 85 NIS i 2014. Af de nuværende ca. 85 NIS er 63 arter observeret i forbindelse med overvågningsprogrammerne og registreret i monitoringsdatabaserne, mens de resterende 22 NIS er observeret og dokumenteret i andre sammenhænge. Den kvantitative analyse viste, at NIS i nogle områder har medført ganske markante ændringer i strukturen af de oprindelige plante- og dyresamfund. Hvis man ser bort fra regionale forskelle, er den største forandring sket i fytoplankton, hvor NIS bidrager med en ændring på ca. 10% af similariteten (lighed i artsammensætning) i samfundet. Til sammenligning er det landsdækkende bidrag 5, 4 og 2% for blødbundsfauna, makroalger og zooplankton. Disse tal dækker over store regionale og sæsonmæssige variationer, hvor NIS lokalt kan blive altdominerende.

Med den forvaltningsmæssige definition af invasive arter introduceres begreber som "skadelige effekter" og "ikke-ønskede arter", som ikke kan afledes direkte af videnskabelige data, men kræver etiske, moralske, økonomiske, kulturelle og politiske argumenter. En introduceret art kan også have forskelligartede effekter på oprindelige arter og systemer [2]. Som et eksempel indgår butblæret sargassotang ikke kun i begrænsende biologiske vekselvirkninger (konkurrence, prædation, parasitisme) med den oprindelige flora og fauna, men også i udviklende vekselvirkninger (mutualisme, facilitering, symbiose) [4] og kan påvirke lokale næringskredsløb [5]. Vekselvirkningerne mellem NIS og kvalitetselementerne i VRD er derfor heller ikke nødvendigvis ens for de enkelte kvalitetselementer. Uanset på hvilken måde effekten af NIS/invasive arter kan karakteriseres i forhold til kvalitetselementerne og støtteparametrene, vil de dog være en presfaktor, der potentielt skal tages i betragtning ved definition af indsatsbehov i de tilfælde, hvor der kan dokumenteres en påvirkningsmekanisme og en betydende effekt. Det bør dog bemærkes, at i det stadie hvor NIS bliver invasive kan det være svært at konkludere om årsag og virkning i forhold til andre presfaktorer – altså om invasionen i sig selv er en presfaktor, eller den er forårsaget af andre presfaktorer (fx dårlige iltforhold, lav sigtde), der har påvirket de oprindelige arter negativt og dermed givet

plads til dominans af en NIS. En lang række af arterne på listerne over NIS/invasive arter 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. Nedenfor beskrives i generelle termer forventede effekter af forskellige typer af NIS.

9.1 Plankton

Generelt vurderes NIS fytoplankton til ikke at have en betydning for hverken kvalitetselementerne eller deres støtteelementer. En potentiel undtagelse er *Pseudochattonella farcimen*, der danner tidlige forårsopblomstringer [6], som kan "rykke" klorofyl forårsmaksimum frem, hvilket ultimativt opbruger det tilgængelige kvælstof således, at eksempelvis kiselalgerne forårsopblomstring reduceres. I [7] blev der imidlertid ikke fundet signifikante afvigelser i kiselalgerne forårsbiomasse på trods af tidligt sammenfaldende store forekomster af *P. farcimen*. Samme år var der endvidere gennemsnitligt lavere udbredelse af iltsvind [8] i områder, hvor *P. farcimen* havde blomstret, og dermed ikke en kobling mellem opblomstringen og afledede miljøeffekter som iltsvind. Måske derfor er det ikke underligt, at der generelt ikke er rapporteret masseforekomster af NIS fytoplankton, der kan kædes til ændringer i kvalitetselementerne eller støtteparametrene. Dertil kommer, at opblomstringer af alle fytoplanktonarter vil være betinget af tilførsel af næringsstoffer fra land. Det skønnes, at NIS zooplankton ikke har nogen betydende effekt på kvalitetselementerne med undtagelse af den amerikanske ribbegøple *Mnemiopsis leidyi*. Ribbegøplen æder zooplankton og kan derfor lede til en reduktion af dyreplankton. Mindre dyreplankton kan lede til øgede klorofylmængde, hvilket igen vil lede til en række af biologiske kaskade-effekter så som mindre sigtedybde og øget iltsvind. Den amerikanske ribbegøple er en meget effektiv invasiv art, da den både har meget hurtig vækst, stort reproduktionspotentiale, kort generationstid og er meget tolerant over for forskellige miljøforhold (saltholdighed, temperatur, ilt). Studier viser, at der kan findes meget store mængder af dem i de indre danske farvande, hvor de nu forekommer hvert år. Vi har derfor valgt at bruge amerikansk ribbegøple som illustrativ for NIS plankton-arter.

9.2 Makroalger

NIS makroalger har potentielt samme egenskaber som andre makroalger, fx kan opblomstring af opportunistiske arter have en negativ effekt på de lokale miljøer i form af fx udskygning af mindre og langsommere voksende alger [9], dårlige iltforhold når algerne rådner og udkonkurrering af andre alger på grund af manglede substrat [10]. Op-hobning af dødt organisk materiale fra rådrende makroalger kan desuden bidrage til puljen af let nedbrydeligt partikulært organisk stof, som ved bølgepåvirkning, kan hvirvles op i vandsøjlen, hvorved sigtbarheden nedbringes. På den anden side kan NIS makroalger bidrage til de kystnære økosystemer som levesteder og føde for fisk og en lang række invertebrater som igen danner fødegrundlag for mange fisk og havpattedyr [fx 11]. Dermed har NIS makroalger ikke altid afledte effekter på andre økosystemkomponenter. I denne analyse har vi valgt butblæret sargassotang som illustrativ for invasive

makroalger. Sargassotang har flere invasive karaktertræk, omfattende hurtig vækst, stort spredningspotentiale, høj konkurrenceevne og robusthed over for miljøforhold (temperatur, lys og næring) som typisk stresser og begrænser andre makroalger [12]. På landsplan er sargassotang den hyppigst forekommende (baseret på abundans) NIS makroalge [3] og arten er uden tvivl den invasive makroalge vi ved mest om (udbredelse og biologi) i tempererede farvande [3, 10, 12].

9.3 Bentiske filtratorer

Blandt de bentiske invertebrater på listen over NIS/invasive arter optræder der filtrende søpunge, muslingearter og snegle. Sådanne bentiske filtratorer kan i store forekomster nedgræsse fytoplankton i vandsøjlen i lavvandede fjordområder [13, 14] og dermed påvirke kvalitetselementet fytoplankton. Bentiske filtratorer vil også kunne påvirke artssammensætningen i bundfaunasamfund ved fx at udkonkurrere andre arter i kampen om plads. Den samme effekt kan potentielt også ses for ålegræs, hvor nedslag af de invasive arter sker i så store tætheder, at det påvirker fx frøspiring/vegetativ formering eller hvis arterne er epibentiske og bruger ålegræsbladene som substrat i en grad, så det påvirker ålegræssets vækst og overlevelse gennem udskygning. En del af NIS-arterne har været i danske farvande i flere hundrede år, fx sandmusling (*Mya arenaria*), og kan nu næppe karakteriseres som invasive. I denne analyse har vi anvendt stillehavsøsters som illustrativ for invasive bentiske filtratorer. Stillehavsøsters har flere invasive karaktertræk omfattende hurtig vækst, stort spredningspotentiale, høj konkurrenceevne og robusthed over for miljøforhold (temperatur, saltholdighed, udtørring) og den er i flere habitater i direkte konkurrence om pladsen med hjemmehørende, stationære bentiske organismer.

Der er ikke medtaget andre bundfauna NIS-arter i analysen. Denne beslutning er begrundet i to forhold: i) Det vurderes ikke, at de resterende NIS bundfauna arter vil have betydende effekt på andre kvalitetselementer end bundfauna; ii) For kvalitetselementet bundfauna vil de nuværende NIS bundfauna forekomster i de danske farvande [3] næppe kunne ændre klassifikationen af kvalitetselementet bundfauna, fordi tilstedeværelsen af enkelte arter betyder relativt lidt. For at NIS skal kunne påvirke DKI, kræver det, at deres tilstedeværelse ændrer enten samfundets diversitet eller følsomhed overfor eutrofiering og forurening. Så længe NIS ikke er invasiv, vil den, hvis den registres i bundfaunamoniteringen, ofte bidrage positivt til diversiteten (om end marginalt). I de fleste tilfælde vil man dog forvente at ændringen er neutral, da NIS arter ofte vil have de samme tilpasninger mht. følsomhed som den oprindelige fauna på stedet. I de tilfælde, hvor en NIS-art bliver invasiv og dominerer hele bundfaunasamfundet, vil det kunne medføre en reduktion i diversiteten. Et af de få tilfælde hvor dette er sket er i Odense Fjord, hvor havbørsteormen *Marenzelleria sp.* i nogle områder har erstattet den tidligere dominerende sandorm (*Arenicola marina*). Om dette har medført en bedre eller dårligere klassifikation af tilstanden i fjorden er uvist og det kan ikke afgøres om det har haft en effekt på vandområdeniveau. Men da sandormen er klassificeret i AMBI følsomhedskategori III og *Marenzelleria sp.* i kategori II, ville man alt andet lige forvente en marginal forbedring af DKI indekset i de områder, hvor *Marenzelleria sp.* erstatter sandorm.

9.4 Fisk

Flere fisk optræder som ikke-hjemmehørende i danske farvande, men kun én af disse har status som invasiv, og det er den sortmundede kutling (*Neogobius melanostomus*) [15]. Den blev første gang observeret i danske farvande ved Bornholm i 2008, og året efter i Smålandsfarvandet. Herfra har arten spredt sig langs kysten, og ses nu så langt nordpå som København og hele vejen rundt om Bornholm, og det forventes, at den de næste år spreder sig videre nordpå ind i Kattegat området. Sortmundet kutling er en bundlevende fisk, som under gunstige forhold kan optræde i store tætheder, den har et stort spredningspotentiale, høj konkurrenceevne om føde og plads, stor tolerance over for varierende miljøforhold (temperatur, saltholdighed, ilt), højt reproduktivt output, samt en bred diæt. I hele dens udbredelsesområde er der berettet om negativ indflydelse på hjemmehørende fiskearter, samt effekter på bundfauna. Vi har derfor valgt at bruge sortmundet kutling som illustrativ for NIS fiskearter.

Til analysen af invasive arter som presfaktorer er således udvalgt amerikansk ribbego-ple, sargassotang, stillehavsøsters og sortmundet kutling.

9.5 Referencer

1. 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.
2. Thomsen, M.S., Stæhr, P.A., Wernberg, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A.B. & Tendal O.S. (2008) Introducerede dyr og planter i Danmark. *Naturens Verden* 6: 10–18.
3. Stæhr P.A., Jakobsen H.H., Hansen J.L.S., 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.
4. Wernberg T., Thomsen M.S., Stæhr P.A. and Pedersen M.F. (2004) Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Marine Biology*. Helgoland Marine Research. 58:154-161.
5. Pedersen M.F, Stæhr P.A., Wernberg T and Thomsen M. (2005) Biomass dynamics of exotic *Sargassum muticum* and native *Halidrys siliquosa* in Limfjorden, Denmark-Implications of species replacements on turnover rates. *Aquatic Botany* 83:31-47.
6. Olenina, I., Wasmund, N., Hajdu, S., Jurgensone, I., Gromisz, S., Kownacka, J., Toming, K., Vaiciute, D., and Olenin, S. (2010). Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. *Marine Pollution Bulletin* 60(10):1691-1700.
7. Storm, L. M., Carstensen, J., Møller, E. F., Jakobsen, H. H., and Henriksen, P. (2012). "Marine områder 2011", NOVANA. Hansen, J.W. (Ed.), Aarhus Universitet, Aarhus. pp. 49-59.
8. Hansen, J.W., Carstensen, J. (2012). "Marine områder 2011", NOVANA. Hansen, J.W. (Ed.), Aarhus Universitet, Aarhus. pp. 60-65.
9. Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D and Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42:1105-1118.
10. Stæhr, P. A., Pedersen, M. F., Thomsen, M. S., Wernberg, T., & Krause-Jensen, D. (2000). Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 79-88.
11. Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. (2009): Ecology of Læsø Trindel - A reef impacted by extraction of boulders. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 48 pp. - NERI Technical Report No. 757.
12. Engelen, A. H., Serebryakova, A., Ang, P., Britton-Simmons, K., Mineur, F., Pedersen, M. F., Santos, R. (2015). Circum global invasion by the brown seaweed *Sargassum muticum*. In R. N. Hughes, D. J. Hughes, I. P. Smith, & A. C. Dale (Eds.), *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Vol 53 (Vol. 53, pp. 81-126).

13. Petersen, J.K., J.W. Hansen, M.B. Laursen, P. Clausen, J. Carstensen & D.J. Conley 2008: Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510.
14. Petersen, J.K., M. Maar, F. Møhlenberg & J.E.N. Larsen 2012. Benthic grazing impact: coupling and uncoupling in relation to physical forcing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 463: 127-139.
15. Carl, H., Behrens, J., & Møller, P. R. (2016). Statusrapport vedr. udbredelsen af ikke-hjemmehørende fiskearter i danske kystvande (2016). Statens Naturhistoriske Museum.



Foto Jane Behrens.

10. Amerikansk ribbegople

10.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Amerikansk ribbegople *Mnemiopsis leidyi* er den eneste i sin slægt, men har et meget variabelt udseende (polymorf). Amerikansk ribbegople har mange karaktertræk, der kender tegner en invasiv art så som hurtig vækst, stort spredningspotentiale, hermafrodit med mulighed for selvbefrugtning, bred byttedyrs niche, høj frugtbarhed, kort generati-onstid, høj konkurrenceevne og høj tolerance over for miljøforhold som temperatur, saltholdighed og ilt. Desuden har den meget få fjender i de områder den invaderer (opsummeret i [1]). Amerikansk ribbegople lever primært af dyreplankton og fiskeyngel [2], 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. Dette er ekstra alvorligt i områder, der i forvejen er på-virket af næringsstoffer (eutrofiering), hvor goplerne dermed forstærker effekten af eut-rofiering. Ribbegoplen er endvidere meget tolerant overfor lave iltkoncentrationer sam-menlignet med konkurrenter og byttedyr [3,4]. *Mnemiopsis* kan også periodevis øge næ-ringssaltkoncentrationer ved udskillelse, dvs. regenerere næringsstofferne, og dermed stimulere primærproduktionen og klorofyl-koncentrationen [5]. Ribbegoplen kan æde planktoniske larver af bundfaunaen og kan dermed potentielt også direkte have en effekt på bunddyrene især i kystnære områder, hvor store forekomster af amerikansk ribbegople kan findes. Prædationen på forskellige byttedyr varierer og amerikansk ribbegople kan potentielt ændre sammensætningen af såvel dyre- som planteplankton og bundfauna [6].

10.2 Dokumenteret påvirkning

Amerikansk ribbegople kommer oprindeligt fra den amerikanske Atlanterhavskyst og har i flere omgange invaderet nye områder [6], hvor invasionen har ført til dramatiske konsekvenser for økosystemet i blandt andet Sortehavet i 1980'erne [7] og senere i 1990'erne, hvor den invaderede det Kaspiske Hav [7, 8]. I 2006 blev ribbegoplen første gang set i Nordeuropa, hvor den havde spredt sig til både Nordsøen og den vestlige og centrale Østersø [1] og i 2007 i Limfjorden, hvor der var masseforekomst [9] og hvor den nu forekommer årligt fra midt på sommeren til sidst på året [10].

Masseforekomster af amerikansk ribbegople kan bestå af både voksne individer og lar-ver. Larver og voksne individer er morfologisk forskellige og har dermed også forskel-lige fødeoptagelsesmekanismer. Som larver er nano- og mikroplankton (eksempelvis ci-liater) den vigtigste fødekilde og som voksen æder den et bredt udvalg af zooplankton, dog primært mesozooplankton. Når de voksne individer æder vandlopperne, øges mængden af vandlopperne bytte så som ciliater. Derved øges den tilgængelig mængde

af føde for larverne, der således øger væksten [11, 1]. Dette gør, sammen med ribbegoplens andre karaktertræk, at der på meget kort tid kan komme rigtig mange individer og dermed et yderligere øget prædationstryk på zooplankton, med konsekvenser for flere niveauer i fødekæden. Stort prædationstryk fra amerikansk ribbegople på dyreplankton er dokumenteret i Atlanten og i nogle af de områder, ribbegoplen har invaderet [9] inklusive Sverige [12], Danmark [13] og det Kaspiske hav [8]. Undersøgelser i Limfjorden bekræfter ikke bare tilstedeværelsen af amerikansk ribbegople, men også at den i perioder findes i store mængder. Når antallet af amerikansk ribbegople har været på sit højeste i Limfjorden (august/september), har der i perioder været flere end målt i Sortehavet i 1989, hvor store forekomster af ribbegoplen medførte en voldsom nedgang i dyreplankton og planktivore fisk og dermed et kollaps i økosystemet [2] og den har haft stor prædationseffekt på zooplankton, især i Skive Fjord [13].

Når ribbegoplen æder dyreplanktonet kan det lede til øget fytoplankton koncentrationer, hvilket igen vil lede til en række af biologiske kaskadeeffekter. Dette er dokumenteret på den svenske vestkyst over en 8-årig periode (2007-2015), hvor forekomst og antal af amerikansk ribbegople blev undersøgt. Ved at sammenligne sammensætningen af plankton i år uden forekomst af amerikansk ribbegople med år hvor den har været talrig, har man fået indblik i kaskadeeffekterne ved masseforekomster. Her var klorofylkoncentrationen højere i år med masseforekomster af amerikansk ribbegople – til trods for at primærproduktionen var uændret [13]. Lignende effekter er også set i det Kaspiske Hav, hvor prøvetagninger findes for en længere periode [8, 6] og det er også påvist på forsøgniveau i storskala forsøg (mesocosms) [14, 11]. Lignende effekter er også påvist for goplen *Aurelia aurita* i Skive Fjord i Limfjorden [15]. Denne mekanisme er ikke undersøgt for amerikansk ribbegople i danske farvande. De data, der findes fra Skive Fjord i 2009, viser et lignende scenarie, men det er dog ikke dokumenteret, at den øgede mængde fytoplankton her skyldtes ribbegoplerne og det er heller ikke muligt at konkludere ud fra et enkelt år [16].

Udskygning af makroalger og ålegræs på grund af de forhøjede mængder af fytoplankton som følge af invasion af amerikansk ribbegople er ikke dokumenteret men ej heller undersøgt. Et sådant scenarie er dog foreslået for ålegræs i Skive Fjord [17]. Iltsvind og dermed skadelige konsekvenser for bundfaunaen som følge af kaskadeeffekter er ikke undersøgt i nordiske vande. Dog er et sådant iltsvind dokumenteret i forbindelse med masseforekomster af goplen *A. aurita* i Skive Fjord [15] og amerikansk ribbegople i Sortehavet [18].

Det er påvist, at *Mnemiopsis* æder larver af bundfauna [6, 19] inklusive muslingelarver [18, 20, 21, 22]. I Long Island Sound, USA kan ribbegoplen periodevis æde op til 80% af de planktoniske muslingelarver. Det er dog ikke undersøgt, hvilken effekt dette har på muslingepopulationen i det pågældende område [6] og effekten af dette er heller ikke undersøgt i skandinaviske områder. I Sortehavet har ribbegoplen medført en ændring i bundfaunaens arts- og individtæthed som skyldes en kombination af iltsvind forårsaget af de tidligere nævnte kaskadeeffekter samt prædation på bundfaunalarver [18]. I det Kaspiske Hav er det fundet, at amerikansk ribbegople har en effekt på bundfaunaens diversitet, som menes forårsaget af prædation på larverne og/eller ændrede bundforhold på grund af den marine sne, goplerne skaber, som dermed medfører mere mad til detritusædere [6]. I danske farvande, hvor dette potentielt kunne forekomme såsom Skive

Fjord, vil det dog være svært at påvise, at en ændring i bundfaunaen skyldes lige netop ribbegoplen, da det vil være svært at adskille effekten af denne og de mange andre faktorer der påvirker bundfaunaen i Skive Fjord fx iltsvind.

Flere og flere studier indikerer, at eutrofiering stimulerer gopler i kystnære vande, hvor goplerne har mange fordele i forhold til fisk som prædatorer på zooplankton og dermed skaber en negativ spiral [4]. Udover at forårsage ”top down” effekt menes ribbegoplerne også i visse områder at kunne bidrage til ”bottom up” ved at udskille næringsstoffer og dermed stimulere primærproduktionen. Under masseforekomst af ribbegopler er store mængder næringsstoffer bundet i goplernes væv og de kan fungere som en kilde til let tilgængelige næringsstoffer for fytoplankton under kollaps af masseforekomsterne (samt løbende udskillelse) og dermed recirkulering af næringsstofferne [5, 23]. Der er i denne betragtning ikke taget højde for, at ekskretionen fra byttedyrene er blevet reduceret i løbet af den periode, masseforekomsten er opbygget. Hvor stor betydning deres rolle er i recirkulering af næringsstoffer i danske farvande er ikke undersøgt. Dokumenterede effekter af amerikansk ribbegople på kvalitetselementerne er samlet i tabel 10.1.

Tabel 10.1. Sammenfatning af de teoretiske mekanismer, hvorved den amerikanske ribbegople kan forventes at påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, ålegræs og klorofyl.

Parameter	Teoretiske påvirkningsmekanismer	Dokumenterede påvirkningsmekanismer	Referencer
Bundfauna	Makrofauna arts og individtæthed	1) Prædation på bundfaunaens larver 2) Øget iltsvind pga. øget mængder fytoplankton medfører død hos bundfauna	6, 18, 19, 20, 21, 22 18
Makroalger	Udskygning pga. øget fytoplankton	Ikke undersøgt	
Ålegræs	Udskygning pga. øget fytoplankton	Ikke undersøgt	
Klorofyl	Fytoplankton øges pga. prædation på zooplankton samt ændring af artssammensætning	1) Kaskadeeffekter 2) Ændring af artssammensætning	6, 8, 11, 13, 14, 16, 22 6, 13, 22

10.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Den amerikanske ribbegople er meget tolerant overfor store udsving i temperatur, saltholdighed [1,2] og endda ilt [24], hvilket afspejles i den globale udbredelse og store invasionssucces. Den tåler saltholdigheder fra 0-40 PSU [1] og saltholdigheder i de indre danske farvande er derfor ikke begrænsende for udbredelsen. Temperaturerne i danske farvande er heller ikke kritiske, da de ligger inden for ribbegoplens toleranceområde (-0.8-32°C) [2]. Dog observeres ribbegoplen som oftest ikke i nordiske farvande fra sidst på året og frem til midt på den efterfølgende sommer, hvilket muligvis kan skyldes at de endnu ikke klarer at overvintre i vores farvande [10, 12]

Den månedlige fordeling af amerikansk ribbegople gennem et år er blevet studeret sammen med målinger af blandt andet temperatur og saltholdighed – fra Skagerrak til den centrale Østersø. I den centrale Østersø var det sparsomt med ribbegopler og kun voksne individer blev fundet, hvilket indikerer, at de unge individer ikke kan overleve

eller at der ingen reproduktion sker. 90% af alle ribbegopler blev fundet i saltholdigheder fra 22-29 PSU [25]. Laboratorieforsøg har siden vist, at amerikansk ribbegople ikke kan reproducere sig ved saltholdighed lavere end 6 PSU [26].

Evnen til at leve ved lave iltkoncentrationer giver ribbegoplen yderligere fordele.

Mange af ribbegoplens byttedyr bliver påvirket ved lave iltkoncentrationer, men amerikansk ribbegople påvirkes ikke og dermed forstærkes prædationstrykket på byttedyrene, som giver ribbegoplen yderligere fordele i eutrofierede områder [1, 4].

10.4 Påvirkningens relative betydning

Gennemgangen af den eksisterende litteratur peger på, at amerikansk ribbegople i introducerede områder, inklusive danske farvande, findes i mængder, der periodisk kan kontrollere dyreplanktonet. Det er påvist, at de derved også i nordiske farvande kan forårsage kaskadeeffekter med øget klorofyl koncentrationer til følge og litteraturen viser, at andre følgeefferter så som iltsvind og effekt på bundfauna i områder med eutrofiering er mulige. Det er påvist, at *Mnemiopsis* kan forårsage "top down" effekter i kystnære farvande på fødekæden og at *Mnemiopsis* kan ændre artssammensætning af såvel fytoplankton, zooplankton og bundfauna.

Gennemgangen har påvist store mangler i den eksisterende viden, herunder at der er mangel på overvågningsdata og især systematiske prøvetagninger i danske farvande. Mangel på data begrænser de analyser, der kan laves af påvirkningen. Ud fra dette vurderes det at: Den relative påvirkning af amerikansk ribbegople på kvalitetselementerne makroalger/ålegræs er ikke dokumenteret, men der forligger en potentiel mulighed. Dog er det nok i få områder, at dette finder sted.

Den relative påvirkning af amerikansk ribbegople på kvalitetselementet bundfauna vurderes til ikke at være målelig med det datagrundlag, der findes på nuværende tidspunkt og at der ud fra den eksisterende litteratur er en mulighed for effekt af invasion af ribbegoplen i visse områder i især Limfjorden, fx Skive Fjord. I en situation, hvor rekrutteringen af bundlevende filtratorer reduceres, kan dette have betydning for den samlede filteringskapacitet, og dermed medføre øgede klorofylkoncentrationer. Dette er dog ikke dokumenteret.

Den relative påvirkning af amerikansk ribbegople på kvalitetselementet fytoplankton vurderes til ikke at være målelig på vandområdeniveau med det datagrundlag der findes på nuværende tidspunkt, men vurderes til potentielt at have en effekt.

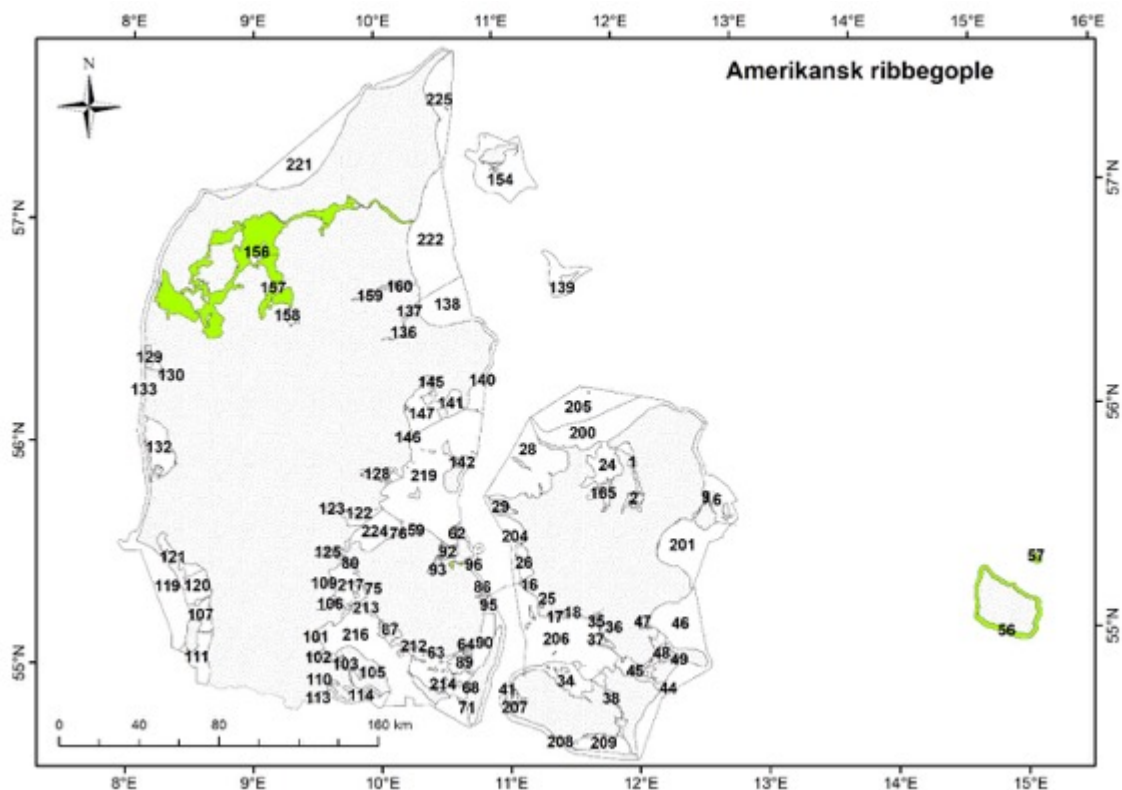
10.5 Tilgængelige data

Der er ikke foretaget systematiske undersøgelser af amerikansk ribbegople i de danske farvande, og hverken de eller andre gopler indgår i det nationale overvågningsprogram NOVANA.

Bestanden i Limfjorden er dog ved flere lejligheder blevet undersøgt uden, at der er tale om en systematisk kortlægning. Ud fra 150 indrapporteringer fra befolkningen i 2007

kunne det konkluderes, at amerikansk ribbegøple var at finde i alle indre danske farvande [27]. I 2007 fandtes den især i store antal i Limfjorden, hvor den også blev kvantificeret for første gang på 9 stationer i den vestlige og centrale del af Limfjorden [9]. Siden er der på primært 4 af disse stationer i den vestlige og centrale Limfjorden lavet kvantitative undersøgelser i 2008-2009 [13], 2010-2011 [16], 2012-2013 og 2014 [28]. Der er dog ikke tale om egentlige tidsserier men punktundersøgelser. Den længste periode er fra slutningen af 2008 og igennem hele 2009 [29], hvor 9 togter blev gennemført.

Der findes også kvantitative data fra farvandet omkring Bornholm i 2007/2008, men her blev amerikansk ribbegøple dog fundet i betydeligt lavere koncentrationer end i Limfjorden [30, 31]. Desuden er der lavet målinger i Kerteminde Fjord/Kertinge Nor i 2008/2009 [32]. Der findes ikke kvantitative data fra andre steder i Danmark.



Figur 10.2. Vandområder hvor der er data for amerikansk ribbegøple. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

10.6 Konklusion

Den amerikanske ribbegøples effekt på kvalitetselementerne er gennemgået i tabel 10.1 og omfatter primært studier fra udlandet. Det er dokumenteret, at ribbegøplen periodisk hvert år forekommer i store mængder i især Limfjorden, hvor den har stor prædationseffekt på zooplankton og dermed potentielt kan forårsage kaskadeffekter, som det er påvist, at amerikansk ribbegøple kan i andre vandområder. Konsekvenserne af ribbegøplens prædation synes at være størst i eutrofierede områder. Et stort problem ved evaluering af ribbegøpler og gøplers 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. Samlet kan der derfor ikke foretages en fyldestgørende analyse af den amerikanske ribbegoples påvirkningsmekanismer på kvalitetselementerne på vandområdeniveau ud fra den viden, der forligger for nærværende (se endvidere tabel 10.2).

Tabel 10.2. Amerikansk ribbegoples egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtdybde
Amerikansk Ribbegople	3	1	1	2	3	3

10.7 Referencer

- Costello, J. H., Bayha, K. M., Mianzan, H. W., Shiganova, T. A., & Purcell, J. E. (2012). Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata) from a native to an exotic species: A review. *Hydrobiologia*, 690(1), 21–46. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1037-9>
- Purcell, J. E., Shiganova, T. a, Decker, M. B., & Houde, E. D. (2001). The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. *Hydrobiologia*, 451(1), 145–176. <https://doi.org/10.1023/A:1011826618539>
- Purcell, E., Malej, A., & Benovid, A. (1999). Potential links of jellyfish to eutrophication and fisheries. *Coastal and Estuarine Studies*, 55(1), 241–263. <https://doi.org/10.1029/CE055p0241>
- Purcell, J. E., Uye, S. I., & Lo, W. T. (2007). Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: A review. *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps07093>
- Nasrollahzadeh, H. S., Din, Z. B., Foong, S. Y., & Makhloogh, A. (2008). Spatial and temporal distribution of macronutrients and phytoplankton before and after the invasion of the ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, in the Southern Caspian Sea. *Chemistry and Ecology*, 24(4), 233–246. <https://doi.org/10.1080/02757540802310967>
- Roohi, A., Kideys, A. E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Eker-Develi, E. (2010). Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis Leidyi*. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9648-4>
- Kideys, A. E. (2002). Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science*, 297(5586), 1482–1484. <https://doi.org/10.1126/science.1073002>
- Roohi, A., Yasin, Z., Kideys, A. E., Hwai, A. T. S., Khanari, A. G., & Eker-Develi, E. (2008). Impact of a new invasive ctenophore (*Mnemiopsis leidyi*) on the zooplankton community of the Southern Caspian sea. *Marine Ecology*, 29(4), 421–434. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2008.00254.x>
- Riisgård, H. U., Bøttiger, L., Madsen, C. V., & Purcell, J. E. (2007). Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark) in late summer 2007 - Assessment of abundance and predation effects. *Aquatic Invasions*, 2(4), 395–401. <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.8>
- Riisgård, H. U. (2017). Invasion of Danish and Adjacent Waters by the Comb Jelly *Mnemiopsis leidyi*—10 Years After. *Open Journal of Marine Science*, 07(04), 458–471. <https://doi.org/10.4236/ojms.2017.74032>
- McNamara, M. E., Lonsdale, D. J., & Cerrato, R. M. (2013). Top-down control of mesozooplankton by adult *Mnemiopsis leidyi* influences microplankton abundance and composition enhancing prey conditions for larval ctenophores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 133, 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.04.019>
- Tiselius, P., & Møller, L. F. (2017). Community cascades in a marine pelagic food web controlled by the non-visual apex predator *Mnemiopsis leidyi*. *Journal of Plankton Research*, 39(2), 271–279. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw096>
- Riisgård, H. U., Madsen, C. V., Barth-Jensen, C., & Purcell, J. E. (2012). Population dynamics and zooplankton-predation impact of the indigenous scyphozoan *Aurelia aurita* and the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark). *Aquatic Invasions*, 7(2), 147–162. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.2.001>

14. Dinasquet, J., Titelman, J., Møller, L., Setälä, O., Granhag, L., Andersen, T., Riemann, L. (2012). Cascading effects of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* on the planktonic food web in a nutrient-limited estuarine system. *Marine Ecology Progress Series*, 460, 49–61. <https://doi.org/10.3354/meps09770>
15. Møller, L. F., & Riisgård, H. U. (2007). Impact of jellyfish and mussels on algal blooms caused by seasonal oxygen depletion and nutrient release from the sediment in a Danish fjord. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351(1–2), 92–105. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.026>
16. Riisgård, H. U., Jaspers, C., Serre, S., & Lundgreen, K. (2012). Occurrence, inter-annual variability and zooplankton-predation impact of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and the native jellyfish *Aurelia aurita* in Limfjorden (Denmark) in 2010 and 2011. *BioInvasions Records*, 1(3), 145–159. <https://doi.org/10.3391/bir.2012.1.3.01>
17. Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K., & Windolf, J. (2013). Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*, 704(1), 293–309. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1266-y>
18. Oguz, T., Salihoglu, B., Moncheva, S., & Abaza, V. (2012). Regional peculiarities of community-wide trophic cascades in strongly degraded Black Sea food web. *Journal of Plankton Research*, 34(4), 338–343. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs002>
19. Granhag, L., Møller, L. F., & Hansson, L. J. (2011). Size-specific clearance rates of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* based on in situ gut content analyses. *Journal of Plankton Research*, 33(7), 1043–1052. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr010>
20. Purcell, J. E., Cresswell, F. P., Cargo, D. G., & Kennedy, V. S. (1991). Differential ingestion and digestion of bivalve larvae by the scyphozoan *Chrysaora quinquecirrha* and the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. *Biological Bulletin*. <https://doi.org/10.2307/1542433>
21. Madsen, C. V., & Riisgård, H. U. (2010). Ingestion-rate method for measurement of clearance rates of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. *Aquatic Invasions*, 5(4), 357–361. <https://doi.org/10.3391/ai.2010.5.4.04>
22. McNamara, M. E., Lonsdale, D. J., & Cerrato, R. M. (2010). Shifting abundance of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and the implications for larval bivalve mortality. *Marine Biology*, 157(2), 401–412. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1327-6>
23. McNamara, M. E., Lonsdale, D. J., & Cerrato, R. M. (2014). Role of eutrophication in structuring planktonic communities in the presence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. *Marine Ecology Progress Series*, 510, 151–165. <https://doi.org/10.3354/meps10900>
24. Condon, R. H., Steinberg, D. K., del Giorgio, P. A., Bouvier, T. C., Bronk, D. A., Graham, W. M., & Ducklow, H. W. (2011). Jellyfish blooms result in a major microbial respiratory sink of carbon in marine systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(25), 10225–10230. <https://doi.org/10.1073/pnas.1015782108>
25. Kolesar, S. E., Breitburg, D. L., Purcell, J. E., & Decker, M. B. (2010). Effects of hypoxia on *Mnemiopsis leidyi*, ichthyoplankton and copepods: Clearance rates and vertical habitat overlap. *Marine Ecology Progress Series*, 411, 173–188. <https://doi.org/10.3354/meps08656>
26. Haraldsson, M., Jaspers, C., Tiselius, P., Aksnes, D. L., Andersen, T., & Titelman, J. (2013). Environmental constraints of the invasive *Mnemiopsis leidyi* in Scandinavian waters. *Limnology and Oceanography*, 58(1), 37–48. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.1.0037>
27. Jaspers, C., Møller, L. F., & Kiørboe, T. (2011). Salinity gradient of the Baltic sea limits the reproduction and population expansion of the newly invaded comb jelly *Mnemiopsis leidyi*. *PLoS ONE*, 6(8), 2–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024065>
28. Tendal, O. S., Jensen, K. R., & Riisgård, H. U. (2007). Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* widely distributed in Danish waters. *Aquatic Invasions*, 2(4), 455–460. <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.19>
29. Riisgård, H. U., & Goldstein, J. (2015). Jellyfish and Ctenophores in the Environmentally Degraded Limfjorden (Denmark) During 2014 - Species Composition, Population Densities and Predation Impact. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 06(03). <https://doi.org/10.4172/2150-3508.1000137>
30. Riisgård, H. U., Jaspers, C., Serre, S., & Lundgreen, K. (2012). Occurrence, inter-annual variability and zooplankton-predation impact of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and the native jellyfish *Aurelia aurita* in Limfjorden (Denmark) in 2010 and 2011. *BioInvasions Records*, 1(3), 145–159. <https://doi.org/10.3391/bir.2012.1.3.01>
31. Huwer, B., Storr-Paulsen, M., Riisgård, H. U., & Haslob, H. (2008). Abundance, horizontal and vertical distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the central Baltic Sea, November 2007. *Aquatic Invasions*, 3(2), 113–124. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.2.1>
32. Schaber, M., Haslob, H., Huwer, B., Harjes, A., Hinrichsen, H. H., Storr-Paulsen, M., ... Köster, F. W. (2011). Spatio-temporal overlap of the alien invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and ichthyoplankton in the Bornholm Basin (Baltic Sea). *Biological Invasions*, 13(12), 2647–2660. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9936-7>
33. Riisgård, H. U., Barth-Jensen, C., & Madsen, C. V. (2010). High abundance of the jellyfish *Aurelia aurita* excludes the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* to establish in a shallow cove (Kertinge Nor, Denmark). *Aquatic Invasions*. <https://doi.org/10.3391/ai.2010.5.4.03>

11. Butblæret sargassotang

11.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Butblæret sargassotang, *Sargassum muticum*, (herefter sargassotang) er en fastsiddende flerårig makroalge med flere invasive karaktertræk, bl.a. hurtig vækst, stort spredningspotentiale, høj konkurrenceevne og høj tolerance over for miljøforhold såsom temperatur, salinitet, lys og næring [1]. Algen er meget frugtbar og konkurrerer med andre alger foruden om lys også om plads til fasthæftning på faste substrater som fx sten og større muslingeskaller. Sargassotang har en livscyklus, som adskiller sig fra typiske flerårige makroalger. Fra at være et lille overvintrende skud, vokser algen med op til flere cm per dag i forsommeren og når hen over sommeren en længde på op til 2-3 m [1, 2]. Små flydeblærer på skuddene gør, at løvet står opret i vandsøjlen og man vil derfor kunne forvente, at sargassotang lokalt kan udskygge andre mindre alge-arter. Omvendt udgør løvet i sommerhalvåret fødegrundlag og levested for mange smådyr, herunder små fisk, samt for en række trådalger [3]. Hen på sensommeren efter dannelse af receptaklerne (kønsorganer) smider sargassotang det meste af dets løv. Løvet samles i drivende øer, der dels fungerer som effektiv spredning af arten og dels udgør en pulje af let omsætteligt plantemateriale, der forventeligt vil kunne forårsage lokale iltsvind i områder, hvor det samles og nedbrydes. I sådanne tilfælde kan der ligeledes forventes periodisk øgede koncentrationer af fytoplankton (klorofyl) grundet frigivelse af næringsstoffer via nedbrydningen. Endelig kan ophobning af dødt organisk materiale fra rådne sargassotang forventes at bidrage til puljen af let nedbrydeligt partikulært organisk stof, som ved bølgepåvirkning kan hvirvles op i vandsøjlen, hvorved sigtbarheden nedbringes. Det er påvist, at sargassotangs markante vækst, store biomasse, udbredelse og periodevis henfald af let nedbrydeligt plantemateriale ændrer stofkredsløbet i de berørte områder [4]. Desuden kan det forventes, at algen medfører strukturelle og funktionelle ændringer i dets nærmiljø, herunder reduceret udbredelse af andre flerårige makroalger og potentielt også ålegræs. Såfremt sargassotang medfører alle disse markante forandringer, vil man endvidere forvente ændringer i mængden og sammensætningen af den lokale bundfauna.

11.2 Dokumenteret påvirkning

Siden sargassotang blev introduceret til Nissum Bredning i begyndelsen af 1980'erne, har den bredt sig til resten af Limfjorden, hvor den siden midten af 1990'erne har været den dominerende makroalge [5]. Sargassotang har endvidere bredt sig til store dele af Kattegat, hvor den især trives i laveksponerede områder. På landsplan er sargassotang den hyppigst forekommende ikke-hjemmehørende makroalge [6]. Den findes især i dybde-intervallet 2-4 m, hvor den har reduceret udbredelsen af andre makroalger bl.a. en række større flerårige brunalger samt etårige grøn- og rødalger [5]. Lignende negative effekter på makroalger er fundet i det tyske Vadehav [7] og langs Nordirlands kyster [8] og er desuden dokumenteret gennem eksperimenter med en række flerårige brunalger og mindre alger [9]. Algens oprette løv kan reducere lystilgængeligheden på bunden med op til 97% [10]. Udskygning fremhæves derfor som den væsentligste årsag

til sargassotangs evne til at udkonkurrere andre makroalger [11, 12], selvom effekten varierer meget over året på grund af store sæsonforskelle i algens fænologi. Biotiske interaktioner mellem makroalger omfatter foruden ændrede lysforhold, konkurrence om næringsstoffer og plads (egnet substrat) og ændringer i vandbevægelse (fx via sargassotangs tætte stående sommerbiomasse). Studier viser dog, at konkurrence og ændringer i vandbevægelse ikke har signifikant betydning for sargassotangs fortrængning af andre makroalger [9].

Som for makroalger, kan en potentiel effekt af sargassotang på ålegræs forventes at forekomme via udskygning, selvom der er begrænset dokumentation herfor. De første bekræftelser omkring sargassotangs negative indvirkning på ålegræs stammer fra British Columbia, hvor det blev observeret [13], at sargassotang etablerede sig i områder, hvor ålegræsset normalt var at finde. Senere blev det dog konkluderet, at de to arter kan sameksistere uden direkte konkurrence, da de har forskellige substratkraav (henholdsvis sten/store muslingeskaller og blød/sandet bund) [14, 15]. Det er imidlertid siden vist, at sargassotang kan etablere sig direkte på blød bund via fæste af afbrækkede fragmenter, og at ålegræsset i sig selv øger denne etablering, på grund af de afdæmpede strøm- og bølgepåvirkninger ålegræsbedet skaber [16]. Etablering af sargassotang på blød bund kræver dog sargassotang på fast substrat i umiddelbar nærhed, hvorfra fragmenter kan brække af, og det er således kun i områder med et blandet substrat, at sargassotang og ålegræs kan sameksistere [16]. Under disse forhold kan sargassotang i mindre grad forstyrre ålegræssets dynamiske cyklus, hvor dets udbredelse bølger frem og tilbage, da sargassotangen langsomt koloniserer den frie plads og derved hæmmer ålegræssets mulighed for at reetablere sig [15, 16]. Ålegræsenge i danske farvande vokser typisk i heterogene substratmiljøer, og er desuden karakteriseret ved at huse en del muslinger. Negative effekter via konkurrence fra sargassotang vil derfor kunne forventes, om end ikke på lave dybder, hvor algen begrænses af høj fysisk eksponering fra bølger. På lavt vand kan sargassum-arter i stedet påvirke havgræsser negativt, når løsevne drivende forekomster samles, og nedbrydes, hvorved havgræsserne dels udskygges og dels lider under lave ilt-niveauer og pH-forhold, der opstår under tangens nedbrydning [17]. Drivende makroalger kan foruden løstrevet plantemateriale bestå af hele planter der stadig forankret til sten driver over bunden. Dette fænomen er især gældende for arter med luftblærer, som det er tilfældet med sargassotang, da deres opdrift i takt med de vokser kan overskride vægten af den sten, hvorpå de er fasthæftet. I et studie fra Odense fjord fandt man, at drivende makroalger var ansvarlig for 40% af dødeligheden af nye ålegræs-skud og at halvdelen af den drivende biomasse var planter, der stadig sad forankret på sten [18] og drivende makroalger vurderes på denne baggrund at være en potentiel begrænsende faktor for reetableringen af ålegræs i danske farvande [19].

Der findes ingen litteratur, der dokumenterer direkte effekter af sargassotang på forekomsten af fytoplankton, men sargassotang kan tænkes at påvirke forekomsten af fytoplankton via to modsatrettede mekanismer: i) reduktion af fytoplankton via immobilisering af næringsstoffer i sargassotangs vækstperiode (forsommer/sommer) og ii) grundlag for lokale fytoplankton-opblomstringer via frigivelse af næringsstoffer ved nedbrydning af sammendreven sargassotang i sensommeren. I flere udenlandske studier er det vist, at nedbrydning af sammendrevne makroalger kan forøge den lokale koncentration af næringsstoffer betragteligt og efterfølgende forårsage opblomstringer af fytoplankton [18]. Umiddelbar under de forrådnende algemåtter er effekten dog omvendt

– nemlig en reduktion i fytoplankton som følge af manglende lys og dårlige iltforhold, og ofte ses her desuden et markant skifte i artssammensætningen fra at være domineret af bentiske kiselalger til at være domineret af cyanobakterier [21, 22].

Akkumulering og nedbrydning af plantemateriale i områder med blødbund kan øge det organiske indhold og ændre den fysiske struktur af sedimentet. Foruden frigivelse af næringsstoffer som øger væksten af mikroalger, stimuleres også væksten af bakterier [23, 24]. Endvidere kan øget tilførsel af dødt plantemateriale fra makroalger facilitere vækst og rekruttering af forskellige græssere og detritusædere så som krebsdyr og ledorme [25, 26]. I et eksperimentelt studie sammenlignede man effekten af akkumuleret makroalgemateriale for ændringer i sammensætning og mængden af blødbundsfaunaen. Studiet, som foruden sargassotang omfattede to hjemmehørende makroalger, viste tydelige kort-tidseffekter for alle arterne, men ingen markante forskelle mellem makroalgearterne [27]. Det er desuden vist, at løvet hos sargassotang er et attraktivt levested for en del dyr og planter, især i sommerhalvåret [3].

Tabel 11.1. Viden om påvirkningsmekanisme af butblæret sargassotang.

Kvalitets-Element	Teoretiske påvirkningsmekanismer	Dokumenterede påvirkningsmekanismer	Referencer
Bundfauna	Arts- og individtæthed ændres	1) Øger sedimentets indhold af organisk materiale, næringsstoffer, bentiske mikroalger og bakterier (~føde) 2) korttidsændringer af bundfauna 3) habitat/substrat for epifauna og flora	23, 24 27 3
Makroalger	Reduktion i udbredelse og artssammensætning	1) Reducerer andre makroalgers udbredelse 2) Reducerer lystilgængelighed og udskygger øvrige makroalger 3) Ændrer artsdiversiteten	5, 7, 8, 9 10, 11, 12 6
Ålegræs	Reduktion i udbredelse og tæthed	1) Lille reduktion af ålegræs via habitatovertag og udskygning 2) Øget dødelighed ved nedbrydning af sammenskyttet tang 3) Potentielt "ballistiske effekter" af drivende tang	13, 16 17 18, 19
Fytoplankton	Ændringer i koncentration	1) Lokal øget forekomst af fytoplankton efter nedbrydning 2) Reduceret forekomst af fytoplankton og ændret sammensætning direkte under forrådnende alger	20, 21 21, 22, 223

11.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Sargassotang er hjemmehørende i det nordvestlige Stillehav, hvor den lever i højsaline miljøer ved temperaturer, som spænder mellem 2-15°C i vinterhalvåret og 21-28°C om sommeren [1]. Eksperimentelle studier har vist, at voksne eksemplarer af sargassotang kan tolerere temperaturer mellem -1-30°C og kan overleve saltholdigheder <10 PSU [28, 29], hvilket understøttes af dens markante udbredelse langs de europæiske og nordamerikanske kyster [1]. Væksten hos det voksne individ reduceres ved temperaturer

<10°C [28, 29]. Første observation i Europa blev gjort i 1973 [31] og arten findes nu fra Marokko i syd til Norge i nord, men stadig nye observationer både i nord og syd i 2010'erne indikerer, at arten stadig er i mulig fremdrift i Europa. I danske farvande ser sargassotang dog ud til at have nået sin maksimale udbredelse uden nye observationer siden 90'erne [1]. Den sydligste danske observation af arten i Kattegat er Århus Bugt (Figur 11.1). Den begrænsende faktor for artens yderligere spredning gennem Kattegat er med overvejende sandsynlighed salinitet, da sargassotangs tolerance overfor lave saliniteter korrelerer med individets alder således, at voksne planter i højere grad tåler lave saliniteter end nye skud [1, 30]. Desuden bliver arten ikke fertil ved saliniteter <15 PSU [1, 30].

Algen har via dens oprette løv, der holdes tættere på lyset, en konkurrencemæssig fordel i områder med uklart vand i sommerhalvåret, og desuden viser endnu ikke publicerede resultater, at arten har en bedre lysudnyttelse end nogle af de hjemmehørende arter den konkurrerer med (personlig observation). Det oprette løv er dog skrøbeligt, hvorved algen ikke trives på fysisk eksponerede kyststrækninger. Samlet set betyder de forholdsvis brede abiotiske tolerancer, at algen har et stort udbredelsespotentiale i de indre mere beskyttede danske farvande med mere uklart vand og med saliniteter ned til omkring 15 PSU [1].

11.4 Påvirkningens relative betydning

Vores gennemgang af litteraturen viser, at sargassotang har en effekt på flere af kvalitetselementerne – i særdeleshed for den øvrige flora; makroalger og ålegræs. Effekterne af sargassotang på udbredelse, tæthed og artssammensætning af makroalger viser, at sargassotang oftest har en ganske betydende og målbar effekt for mere beskyttede vandområder med saliniteter over ca. 15 PSU. Det er bl.a. dokumenteret i en række danske studier fra Limfjorden, hvor arten blev introduceret i 80'erne og siden har været en af de dominerende makroalgarter. Den primære mekanisme, hvorved sargassotang fortrænger øvrige makroalger, og derved reducerer biodiversiteten af makroalger, menes at være via udskygning, og effekten heraf vurderes at være målelig og forekomme i flere vandområder.

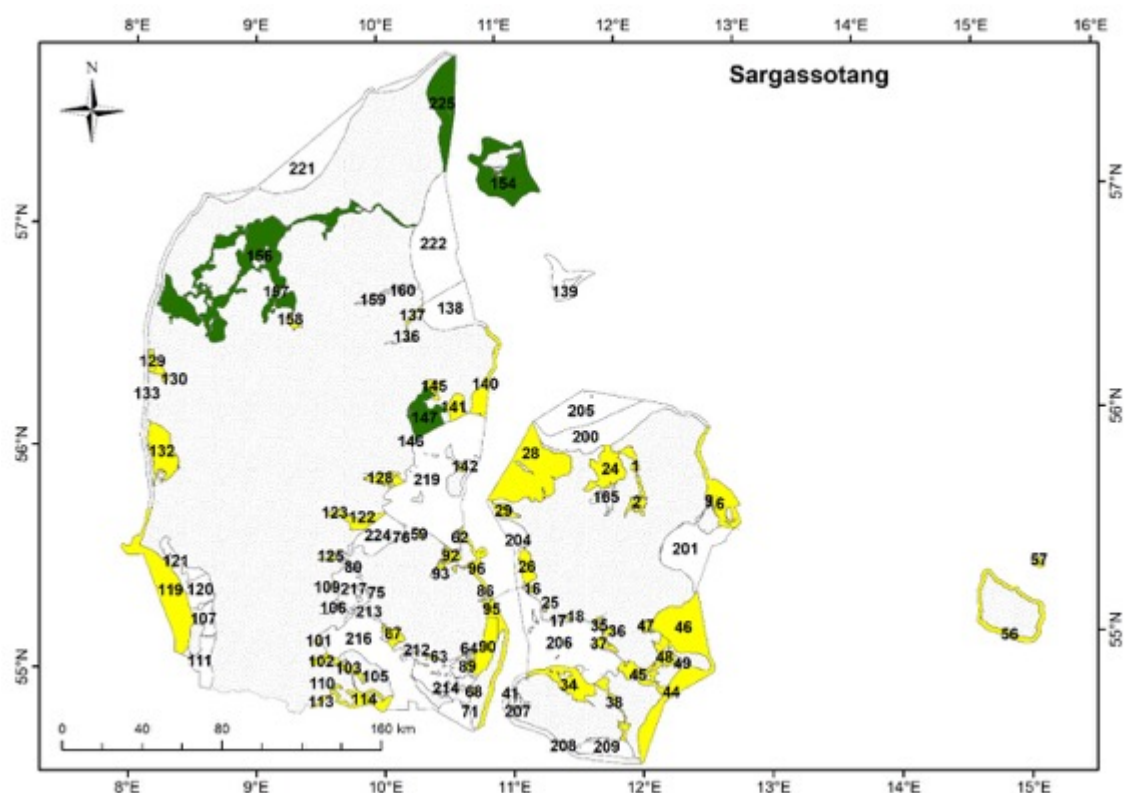
Samme potentielle effekt er beskrevet for ålegræs, om end det ikke tydeligt er dokumenteret og ingen studier er gjort i danske farvande. De få studier, der har belyst effekten af sargassotang på udbredelse og tæthed af ålegræs indikerer, at der kan være en effekt i områder med blandet bund. Dog er der ingen klar dokumentation. Vi vurderer dog, at det vil være muligt at anvende de danske monitoringsdata til at studere eventuelle sammenfald mellem fremgang af sargassotang og tilbagegang af ålegræs i områder med blandet bund hvor saltholdigheden er over ca. 15 PSU.

Der er ikke dokumenteret markante ændringer i den samlede biodiversitet, artsrigdom og biomasse af blødbundsfaunaen ved etablering af sargassotang i et område [1]. Den relative påvirkning af sargassotang på kvalitetselementet bundfauna vurderes derfor til at være uden betydning for langt de fleste vandområder og desuden svær at måle. En

potentiel effekt på blødbundsfaunaen vurderes mulig i områder, hvor afrevet sargassotang samles og nedbrydes om end der kun findes dokumentation herfor for andre makroalgearter end sargassotang og effekten er forholdsvis lokal og derved ikke af reel betydning på vandområdeniveau.

Det samme er tilfældet for påvirkningen af sargassotang på kvalitetselementet fytoplankton. Der kan forventes lokale indirekte effekter i områder med sammendreven sargassotang, hvorimod direkte effekter er udokumenterede og desuden vurderes at være svære at måle og ubetydelige på vandområdeniveau, selv i de mest invaderede områder.

11.5 Tilgængelige data



Figur 11.1. Vandområder hvor der er data for sargassotang. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt væsentligt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

Udbredelse og dækningsgrad af sargassotang i danske farvande er blevet registreret som en fast komponent af det nationale monitoringsprogram NOVANA siden 1989 ifølge teknisk anvisning M12 [31], hvor den er observeret i 5 vandområder (156, 157, 225, 154, og 147). Desuden bliver sargassotangs udbredelse registreret i forbindelse med årlige konsekvensvurderinger af muslingefiskeri indenfor vandområderne: 156, 157, 127, 128, 80 og 217 [33]. Da det er en stor og morfologisk anderledes makroalge, er den let at genkende, hvilket medfører stor troværdighed omkring de indsamlede data. Nedenstående kort (figur 11.1) viser de vandområder, hvor der er observationer af sargassotang. I alle, på nær 21, vandområder bliver der monitoreret for makroalger og hermed

også sargassotang, hvilket giver et samlet stort datamateriale for analyse. Arten er blandt de mest studerede invasive makroalger på den nordlige halvkugle og er uden tvivl den invasive makroalge vi ved mest om (udbredelse og biologi) i tempererede farvande [1], herunder de danske [5, 6].

11.6 Konklusion

Sargassotangs effekt på de forskellige kvalitetselementer er gennemgået i tabel 11.1. Der er ganske mange studier, som samlet giver et tydeligt billede af, at sargassotang besidder en række invasive karaktertræk og at algen har påvirket/påvirker en række af kvalitetselementerne. Disse er belyst både ved eksperimentelle studier og ved analyse af tidserier. Mange af studierne inddraget i analysen er udenlandske, dog med undtagelse af studier omkring sargassotangs effekt på kvalitetselementet makroalger, hvor de fleste studier inkluderet i analysen er danske og stammer fra Limfjorden, hvor sargassotang har eksisteret siden 80'erne [2, 5]. Algen har således opholdt sig i danske farvande i mere end 30 år og må forventes at have opnået sit maksimale udbredelsesområde som ifølge overvågningsprogrammet omfatter 5 vandområder. Her har algen dokumenterede effekter i et af vandområderne (156), omhandlende udkonkurrering af hjemmehørende makroalgarter, øget turnover af organisk materiale og næringsstoffer, samt øgede forekomster af epibiota ift. hjemmehørende arter [2, 5]. Samlet vurderer vi, at det derfor vil være muligt at foretage en fyldestgørende analyse af sargassotangs påvirkningsmekanismer på kvalitetselementet makroalger på vandområdeniveau ud fra den viden, der foreligger for nærværende.

Tabel 11.2. Butblæret sargassotangs egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigt dybde
Sargassotang	1	2	4	2	2	1

11.7 Referencer

- Engelen, A. H., Serebryakova, A., Ang, P., Britton-Simmons, K., Mineur, F., Pedersen, M. F., Arenas, F., Fernández, C., Steen, H., Svenson, H., Pavia, H., Toth, G., Viard, F., & Santos, R. (2015). Circumglobal invasion by the brown seaweed *Sargassum muticum*. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 53, 81-126.
- Wernberg, T., Thomsen, M. S., Stæhr, P. A., & Pedersen, M. F. (2000). Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae: Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica Marina*, 44(1), 31-39.
- Wernberg, T., Thomsen, M. S., Stæhr, P. A., & Pedersen, M. F. (2004). Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgoland Marine Research*, 58, 154-161.
- Pedersen, M. F., Stæhr, P. A., Wernberg, T., & Thomsen, M. (2005) Biomass dynamics of exotic *Sargassum muticum* and native *Halidrys siliquosa* in Limfjorden, Denmark-Implications of species replacements on turnover rates. *Aquatic Botany*, 83, 31-47.
- Stæhr, P. A., Pedersen, M. F., Thomsen, M. S., Wernberg, T., & Krause-Jensen, D. (2000). Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 79-88.

6. Stæhr, P. A., Jakobsen, H. H., Hansen, J. L., Andersen, P., Storr-Paulsen, M., Christensen, J. P. A., & Carausu, M. C. (2016). Trends in records and contribution of non-indigenous 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.
7. Lang, A. C., & Buschbaum, C. (2010). Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. *Journal of Sea Research*, 63, 119–128
8. Strong, J. A., & Dring, M. J. (2011). Macroalgal competition and invasive success: testing competition in mixed canopies of *Sargassum muticum* and *Saccharina latissima*. *Botanica Marina*, 54, 223–229
9. Britton-Simmons, K. H. (2004). Direct and indirect effects of the introduced alga *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 277, 61–78.
10. Strong, J. A., Dring, M. J., & Maggs, C. A. (2006). Colonisation and modification of soft substratum habitats by the invasive macroalga *Sargassum muticum*. *Marine Ecology Progress Series*, 321, 87–97.
11. Ambrose, R. F., & Nelson, B. V. (1982). Inhibition of giant kelp recruitment by an introduced brown alga. *Botanica Marina* 25, 265–267.
12. Sánchez, I., & Fernández, C. (2005). Impact on the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta) on an intertidal macroalgal assemblage. *Journal of Phycology*, 41, 923–930.
13. Druehl, L. D. (1973). Marine transplantations. *Science*, 179, 12.
14. North, W. J. (1973). Regulating Marine Transplantations. *Science*, 179, 1181.
15. Den Hartog, C. (1997). Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? *Aquatic Botany* 58, 37–41.
16. Tweedley, J. R., Jackson, E. L., & Attrill, M. J. (2008). *Zostera marina* beds enhance the attachment of the invasive alga *Sargassum muticum* in soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 305–309.
17. Van Tussenbroek, B. I., Arana, H. A. H., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., Barba-Santos, M. G., Vega-Zepeda, A., & Collado-Vides, L. (2017). Severe impact of brown tides caused by *Sargassum* spp. On near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122, 272–281.
18. Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. D., & Flindt, M. R. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119–130.
19. Canal-Vergés, P., Potthoff, M., Hansen, F. T., Holmboe, N., Rasmussen, E. K., & Flindt, M. R. (2014). Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae – Evaluated by agent-based modeling. *Ecological Modelling*, 272, 116–128.
20. McGlathery, K. J., Anderson, I. C., & Tyler, A. C. (2001). Magnitude and variability of benthic and pelagic metabolism in temperate coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 1–15.
21. García-Robledo, E., Corzo, A., Garcia de Lomas, J., & Van Bergeijk, S. A. (2008). Biogeochemical effects of macroalgae decomposition on intertidal microbenthos: a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 139–151.
22. García-Robledo, E., & Corzo, A. (2011). Effects of macroalgal blooms on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in in photoautotrophic sediments: An experimental mesocosm. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1550–1556.
23. Posey, M. H., Alphin, T. D., Cahoon, L., Lindquist, D., & Becker, M. E. (1999). Interactive effects of nutrient additions and predation on infaunal communities. *Estuaries*, 22, 785–792.
24. Raffaelli, D. G., Raven, J. A., & Poole, L. J. (1998). Ecological impacts of green macroalgal blooms. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36, 97–125.
25. Ford, R. B., Thrush, S. F., & Probert, P. K. (1999). Macrobenthic colonisation of disturbances on an intertidal sandflat: the influence of season and buried algae. *Marine Ecology Progress Series* 191, 163–174.
26. Kelaher, B. P., & Levinton, J. S. (2003). Variation in detrital enrichment causes spatio-temporal variation in soft-sediment assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 261, 85–97.
27. Olabarria, C., Incera, M., Garrido, J., & Rossi, F. (2010). The effect of wrack composition and diversity on macrofaunal assemblages in intertidal marine sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 396(1), 18–26.
28. Norton, T. A. (1977). Ecological experiments with *Sargassum muticum*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 57, 33–43.
29. Hales, J. M., & Fletcher, R. L. (1989). Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botanica Marina* 32, 167–176.
30. Steen, H. (2004). Effects of reduced salinity on reproduction and germling development in *Sargassum muticum* (Phaeophyceae, Fucales). *European Journal of Phycology*, 39(3), 293–299.
31. Jones, G. & Farnham, W. (1973). Japweed: new threat to British coasts. *New Scientist*, 8, 394.
32. Høgslund, S. (red.), Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M. B., & Windelin, A. (2014). Makroalger på kystnær hårdbund. Teknisk anvisning M12. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi
33. Nielsen, P., Nielsen, M. M., Geitner, K., & Petersen, J. K. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 329-2018 Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 59 pp. + bilag.

34. Nielsen, P., Nielsen, M. M., Geitner, K., & Petersen, J. K. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 330-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 58 pp. + bilag.



Foto: Peter A. Stæhr.

12. Stillehavsøsters

12.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) er en bundlevende filtrerende invertebrat, som lever af at filtrere primært fytoplankton fra vandet. Stillehavsøsters har derfor betydning for den bentisk-pelagisk kobling i de kystnære områder, hvor filtrerende organismer er af essentiel betydning for energistrømmen i økosystemet, fx [1]. Stillehavsøsters anses desuden for at være ”økosystem ingeniører”, hvilket vil sige, at den direkte eller indirekte kan ændre, skabe eller ødelægge habitater [2]. Dannelsen af stillehavsøstersrev ændrer blødbundshabitater til hårbundshabitater, hvor der er et andet associeret samfund af dyr og planter sammenlignet med den bløde bund [3-5]. Derudover kan biogene rev bestående af skaller og levende stillehavsøsters oven på hinanden øge sedimentationen og dermed de biogeokemiske processer i sedimentet. Stillehavsøstersrevene kan således forårsage strukturelle og funktionelle ændringer, hvis langsigtede virkninger ofte er ukendte [6].

12.2 Dokumenteret påvirkning

Stillehavsøsters er blevet introduceret i stort set alle typer marine habitater [7], men studierne af stillehavsøsters betydning for økosystemet omfatter hovedsagelig tidevandsområder, om end antallet af replikerede undersøgelser og undersøgelser på tværs af forskellige regioner i tidevandsområderne er begrænset [7-9]. Fx er effekter som følge af revdannelse næsten udelukkende rapporteret fra Europa, mens effekterne på ålegræs hovedsageligt er gennemført i Nordamerika [7,9].

Generelt vil etablering af stillehavsøsters i et område tilvejebringe nyt, hårdt substrat, hvor både sessile såvel som mobile arter kan etablere sig. Etablerer stillehavsøsters sig i områder med blødbundshabitater, reduceres blødbundshabitatet og erstattes tilsvarende med hårbundshabitat. Hvis stillehavsøsters etablerer sig som tætte rev i områder med eksisterende hårbundshabitat, fx blåmuslingebanker, vil den strukturelle heterogenitet ændre sig. Etablerede rev af stillehavsøsters vil kunne medføre en ændring i de hydrodynamiske forhold, hvormed bl.a. larverekrutering, sedimentation, fødetilførsel til andre filtrerende organismer samt de biogeokemiske processer i området omkring revene kan påvirkes [7,9]. Komplexiteten af de afledte effekter forårsaget af stillehavsøsters varierer og forskellige studier har vist, at introduktionen af stillehavsøsters har forskellige og nogle gange ikke specielt entydige effekter på kvalitetselementerne (tabel 12.1).

Overordnet viser studierne for bundfauna (tabel 12.1), at etablering af stillehavsøstersbanker på mudderbund eller sten/klipper ofte fører til lokale ændringer i bundfaunasammensætningen [10-14], hvilket sandsynligvis skyldes, at stillehavsøsters i disse områder foranlediger væsentlige strukturelle ændringer i habitattypen. Stillehavsøstersrev kan også ændre sedimentationen, og dermed øge mængden af organisk materiale i bunden, hvilket kan ændre de biogeokemiske processer [7,9]. Etablerer stillehavsøsters sig sammen med blåmuslinger (*Mytilus edulis*) eller europæisk østers (*Ostrea edulis*), ses der

ofte ingen eller kun mindre ændringer (både positive og negative) i den associerede fauna [5,10,11,13-18]. Der er ikke tegn på, at stillehavsøsters udkonkurrerer de hjemhørende muslingearter og stillehavsøsters kan sameksistere med hjemhørende muslingearter, om end stillehavsøsters kan have betydning for mængden og kvaliteten af muslingerne [19]. Der er således tegn på lokale effekter af vilde forekomster af stillehavsøsters i forhold til mangfoldighed af arter i tidevandsområder, mens der kun er få undersøgelser omfattende stillehavsøsters effekt i subtidale områder [5]. Betydningen af stillehavsøsters på bassin-skala er ikke undersøgt.

Generelt vil stillehavsøsters øge forekomsten af substrat, som makroalgerne kan hæfte sig til. Imidlertid er effekterne af stillehavsøsters for makroalger kun undersøgt i få studier (tabel 12.1). Undersøgelserne er foretaget i tidevandsområder og viser, at forekomsten af blæretang (*Fucus vesiculosus*) er større på levende stillehavsøsters sammenlignet med stillehavsøstersskaller og store sten. Derudover var der en øget forekomst af blæretang ved stigende tætheder af både stillehavsøsters og stillehavsøstersskaller i forhold til sten [20]. En anden undersøgelse viser, at stillehavsøsters ikke bundslår på makroalgerne [21]. Der er ikke dokumenterede ændringer i makroalgensammensætningen mellem forskellige substrattyper med og uden stillehavsøsters.

Stillehavsøsters kan konkurrere med ålegræs om plads, men samtidig kan stillehavsøsters forbedre sigtddybden og dermed potentielt øge dybdeudbredelsen af ålegræs. Der er fundet få studier, der dokumenterer stillehavsøsters påvirkning af ålegræs. Fælles for dem er, at de er foretaget i områder langs vestkysten af Nordamerika. Undersøgelserne viser, at selvom stillehavsøsters bl.a. øger sedimentets indhold af organisk materiale og koncentrationen af ammonium i porevandet, så bliver ålegræsset ikke påvirket så længe dækningsgraden af østers ikke overstiger ca. 20% [22]. Ved dækningsgrader af østers på >50% kan ålegræs ikke få plads og generelt bliver tætheden og størrelsen af rodskud hos ålegræs reduceret med stigende dækningsgrad af stillehavsøsters [22]. Reduktion i forekomsten af både transplanteret ålegræs og naturlige forekomster af ålegræs er også dokumenteret i [23]. Derudover viser et andet studie [24], at områder nedenfor en stillehavsøstersbanke ikke er et godt vækstområde for transplanteret ålegræs. Således kan stillehavsøsters være en begrænsende faktor for udbredelsen af ålegræs ved at konkurrere om plads og forværre vækstbetingelse for ålegræs.

Stillehavsøsters kan via deres filtration påvirke fytoplankton på forskellige måder i) direkte ved at ændre mængden og størrelsesfordelingen af fytoplankton, ii) indirekte via filtration på zooplankton eller iii) ændre de biogeokemiske processer og dermed tilgængeligheden af næringsstoffer for fytoplanktonet. Ændring i de biogeokemiske processer er observeret hos såvel bund som opdrættede stillehavsøsters (tabel 12.1). Stillehavsøsters frigiver ved fordøjelse opløste biotilgængelige næringsstoffer [25], ligesom næringsstoffer frigives ved remineralisering fra sedimentet beriget med organisk materiale ved revene [26]. Modsat kan stillehavsøsters via opbygning af væv (vækst) immobilisere næringsstoffer [27] om end dette kun er midlertidigt, hvis ikke stillehavsøsters fjernes/høstes fra vandområdet. Derudover kan en øget denitrifikation ved stillehavsøstersrev fjerne kvælstof fra økosystemet [28], og dermed reducere mængden af tilgængeligt kvælstof for fytoplankton. Filtrationseffekten af stillehavsøsters på fytoplankton er pri-

mært dokumenteret for østers i opdrætsanlæg på liner eller i bundkulturer. Undersøgelserne viser, at stillehavsøsters lokalt er i stand til at reducere klorofylkoncentrationen, ændre fytoplankton-sammensætningen og kontrollere primærproduktionen [19,29-32].

Tabel 12.1. Sammenfatning af mekanismer, hvorved stillehavsøsters kan forventes at påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, ålegræs og fytoplankton

Kvalitets-element	Teoretisk påvirkningsmekanisme	Fundne mekanismer	Referencer	Noter
Bundfauna	Makrofauna arts- og individtæthed ændres	1) Små/ingen ændringer i fauna-sammensætningen mellem <i>M. gigas</i> og europæisk østers/blåmusling. 2) Antal af associeret fauna ændret vs. blåmuslinger. 3) Østersskaller og levende <i>M. gigas</i> og blåmusling øger antal af fisk og større hvirvelløse arter 4) Biodiversiteten ændret på <i>M. gigas</i> rev iht. mudder-bund og klippehabitater	10, 15-16, 18 13, 14 5 10-12, 17	Feltundersøgelse med plots i subtidiale områder, Sverige
Bundfauna	Arts- og individtæthed ændres for hjemmehørende muslingearter	1) <i>M. gigas</i> og blåmuslinger sameksisterer 2) Færre små blåmuslinger i <i>M. gigas</i> rev vs. blåmusling 3) <i>M. gigas</i> konkurrer i nogen grad om plads med infaunale muslingearter	19, 42 13 19	Tidevandsområder Tidevandsområde Tidevandsområde
Makroalger	Udbredelse og formering	1) Øget forekomst af blæretang 2) <i>M. gigas</i> bundslår ikke på makroalger	20 21	
Ålegræs	Udbredelse og formering	1) Reduceret rods kudstæthed 2) Reduceret vækst/begrænset udbredelse 3) Reduceret vækst	22 24 23	Transplanteret ålegræs, USA
Fytoplankton	Turbiditeten ændres	1) Reduktion i klorofyl 2) Reduktion i antallet af fytoplankton 3) Lokal top-down kontrol og bottom-up kontrol i bugten 4) Picoplankton filtreres ikke	29, 30 30 31 32	Line- og bundkulturer Linekulturer Modelstudie Naturlig planktonkonc.
Fytoplankton	Næringssalt-koncentrationen ændres	1) Øget denitrifikation 2) Øget nitrogen-regenerering i vandsøjlen 3) Nitrogen lagres i <i>M. gigas</i> 4) Øget koncentration af ammoniak i porevande	28 25 27 26	Opdræt af <i>M. gigas</i> . Modelstudie
Fytoplankton	Zooplankton ændres	1) Indtager ciliater, vandlopper, naupliier og muslinge-larver 2) Zooplankton > 40 µm filtreres 3) Ciliater filtreres	34 32 33	Felt- & labundersøgelser Naturlig planktonkonc. dyrkede ciliater lab-forsøg
Fytoplankton	Ændring i filtrations-potentialet	1) Øget filtration i ”blåmuslinge- <i>M. gigas</i> -rev” 2) <i>M. gigas</i> opdræt kan reducere ”carrying capacity” 3) Større filtrationsrate vs. europæisk østers/ blåmusling 4) Total filtrationspotentiale øget pga. af <i>M. gigas</i> og knivmusling 5) Øget filtrationstryk påvirker mængden og sammensætningen af fytoplankton	42 9 44, 47 35 19	Tysk Vadehav Lab- og feltundersøgelser, DK Estimeres ud fra bestandsstørrelser i Oosterschelde, NL

Ligeledes er stillehavsøsters i stand til at filtrere og indtage zooplankton [32-34]. Hvorvidt disse effekter også er gældende for vilde forekomster af stillehavsøsters er ikke dokumenteret. Ligeledes er der ikke fundet nogle studier, der har undersøgt, betydningen af stillehavsøsters filtrationskapacitet på hverken kvalitetselementerne eller støtteparametrene på bassinskala, om end introduktionen af stillehavsøsters og knivmuslinger i Oosterschelde, Holland har øget det samlede filtrationspotentiale og dermed reduceret mængden af fytoplankton [35].

12.3 Påvirkningsmekanismens afhængighed af andre faktorer

Stillehavsøsters er meget tolerante over for temperatur og salinitet, hvilket den globale udbredelse afspejler. Optimal salinitet i forhold til befrugtning af stillehavsøsters er 23-36 PSU, hvilket har afgørende betydning for spredning af stillehavsøsters [36]. I Danmark er der ikke foretaget systematiske undersøgelser af udbredelse af stillehavsøsters, men stillehavsøsters findes fx i Isefjord (~20 PSU), store dele af Limfjorden (20-33 PSU) og langs de nordlige kyster i Øresund (~20 PSU). I Sverige er stillehavsøsters ikke blevet observeret i områder med en salinitet <20 PSU [37] og forventes ikke at kunne sprede sig til Østersøen [37,38]. Stillehavsøsters har dog vist stor evne til at tilpasse sig til nye miljøer [39], og kan potentielt sprede sig til lavsaline (<20 PSU) områder i Danmark.

Stillehavsøsters er ikke begrænset af temperaturforholdene i Skandinavien, da havtemperatur ($-1\pm 24^{\circ}\text{C}$) og lufttemperatur ($-12\pm 30^{\circ}\text{C}$) [40] begge ligger indenfor stillehavsøsters naturlige tolerance ($\sim 0-30^{\circ}\text{C}$). Længerevarende perioder med meget kolde vintre har forårsaget øget dødelighed og dermed en midlertidig tilbagegang i bestandene [40]. Imidlertid kan lavere temperaturer potentielt øge spredningen af stillehavsøsters, hvilket medfører at larverne kan sprede sig til større områder [41].

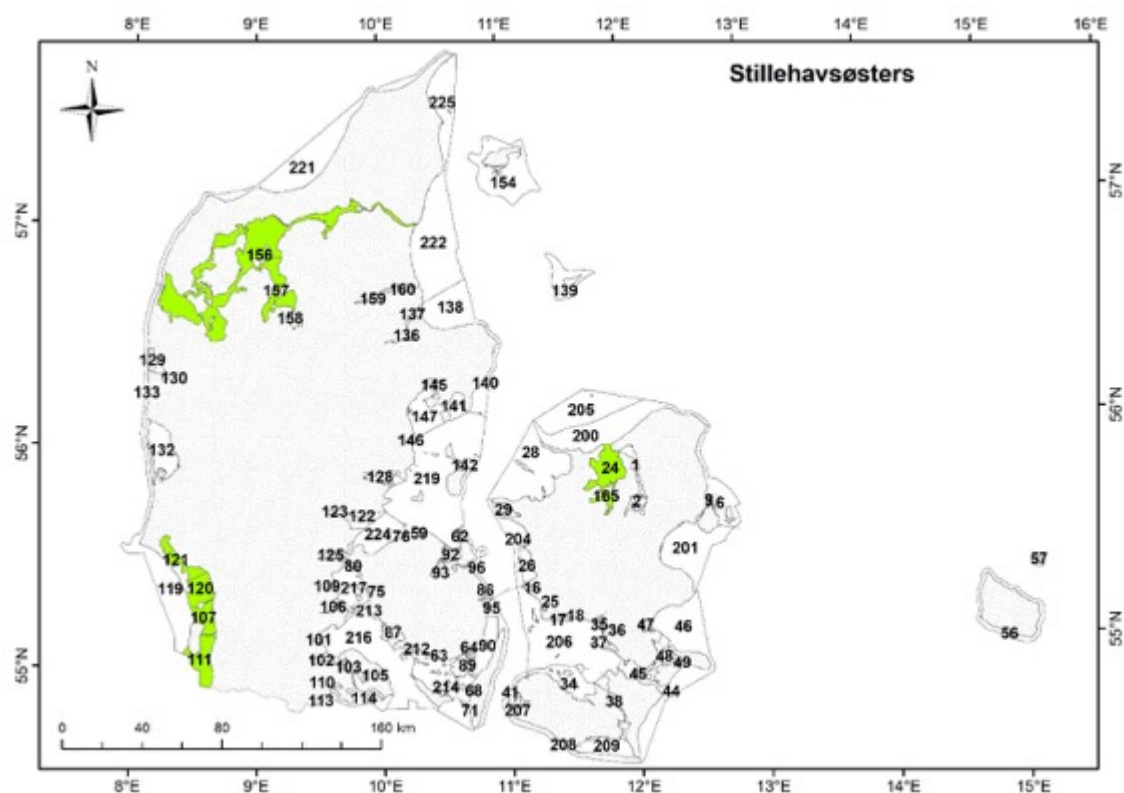
12.4 Påvirkningens relative betydning

Litteraturen viser, at der kan ske ændringer i biodiversitet, artsrigdom og biomasse i den associerede bundfauna ved etablering af stillehavsøsters i et område. Imidlertid vil graden af ændringerne i høj grad afhænge af lokale forhold som fx habitattype og dækningsgrad af stillehavsøsters. Effekterne af stillehavsøsters på hjemmehørende muslingearter viser generelt, at stillehavsøsters sameksisterer med hjemmehørende muslingearter i tidevandsområder [42]. Den relative påvirkning af stillehavsøsters på kvalitetselementet bundfauna vurderes derfor til at være målelig og kan forekomme i en del danske vandområder ved fremtidige øgede forekomster af stillehavsøsters. Effekterne af stillehavsøsters på makroalger og ålegræs i forhold til udbredelse og formering viser, at stillehavsøsters i de få undersøgelser, der er gennemført, ikke har en betydende effekt på makroalgernes udbredelse eller formering, mens stillehavsøsters kan, hvis de etablerer sig i umiddelbar nærhed af ålegræs begrænse ålegræssets udbredelse. Den relative påvirkning af stillehavsøsters på kvalitetselementerne makroalger og ålegræs vurderes til at være potentiel målelig/kvantificerbar, men lille og uden betydning for de allerfleste vandområder. Stillehavsøsters effekt på fytoplankton er dokumenteret både i forhold til

reduktion i klorofylkoncentrationer, ændringer i fytoplankton-sammensætningen, ændring i forekomsten af zooplankton og i det samlede filtrationspotentiale. Imidlertid viser undersøgelserne, at stillehavsøsters ofte har lokal effekt på sammensætningen og koncentrationen af fytoplankton, men det samlede filtrationspotentiale for et område kan ændre sig, og store forekomster af stillehavsøsters kan potentielt påvirke fytoplankton på bassinskala. Den relative påvirkning af stillehavsøsters på fytoplankton vurderes til at være målelig og kan forekomme i berørte vandområder. Der er imidlertid ikke konstateret forekomster af stillehavsøsters i danske vandområder i et omfang, hvor de forventes at kunne påvirke koncentrationen af fytoplankton på vandområdeniveau.

12.5 Tilgængelige data

Der er generelt ikke foretaget undersøgelser af udbredelsen af stillehavsøsters i danske farvande, men bestandene i Vadehavet, Limfjorden og Isefjord er blevet undersøgt, dog uden at der har været tale om en systematisk og fuldt dækkende kortlægning i de tre områder (figur 12.1). I Vadehavet er bestanden af stillehavsøsters undersøgt i 2005-2007 [43] og indenfor øerne i 2017-2018 (ikke publicerede data). Der er foretaget delvis kortlægning af stillehavsøsters i den indre del af Isefjord i 2007 og 2015 [37,44]. I Limfjorden har der i 2006 og 2011 været foretaget to systematiske undersøgelser på udvalgte lokaliteter i den vestlige del af Limfjorden [45,46].



Figur 12.1. Vandområder hvor der er data for stillehavsøsters. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

Samlet er kvaliteten af data for udbredelse af stillehavsøsters indsamlet før 2017 i Isefjord, Vadehavet og Limfjorden ikke tilstrækkelig omfattende eller af tilfredsstillende kvalitet til at kunne indgå i en analyse af stillehavsøsters effekt i de enkelte vandområder. Derudover er det usikkert, om data for Isefjord og undersøgelserne i Limfjorden i 2006 og 2011 kan gøres tilgængelige.

12.6 Konklusion

Stillehavsøsters effekt på de forskellige kvalitetselementer er gennemgået i tabel 12.1, og omfatter hovedsageligt studier fra udenlandske tidevandsområder og laboratorieforsøg. Kun ét studie er foretaget i dansk farvand [47], ligesom kun ét studie er foretaget i subtidale områder [5]. Det er derfor tvivlsomt om de fundne mekanismer i udenlandske tidevandsområder kan overføres til subtidale danske farvande. Derudover er de fundne mekanismer hovedsageligt dokumenteret på forsøgsniveau (plots) eller på lokal skala, mens mekanismer på bassinskala kun er undersøgt i ganske få studier [19,35]. Samlet er der således ikke grundig dokumentation af påvirkningsmekanismer under danske forhold, og der er ikke datagrundlag for en fyldestgørende analyse af stillehavsøsters påvirkningsmekanismer på kvalitetselementerne på vandområdeniveau (se endvidere tabel 12.2).

Tabel 12.2. Stillehavsøsters' egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtedybde
Stillehavsøsters	2	2	1	2	1	1

12.7 Referencer

- Gili JM, Coma R. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Trends Ecol Evol (Amst)*. 1998;13: 316–321.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*. 1994;69: 373. doi:10.2307/3545850
- van Broekhoven W. Macrofaunal diversity on beds of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde estuary. 2005.
- Hollander J, Blomfeldt J, Carlsson P, Strand Å. Effects of the alien Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) on subtidal macrozoobenthos communities. *Mar Biol. Springer Berlin Heidelberg*; 2015;162: 547–555. doi:10.1007/s00227-014-2604-6
- Norling P, Lindegarth M, Lindegarth S, Strand A. Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. *Mar Ecol-Prog Ser*. 2015;518: 123–138. doi:10.3354/meps11044
- Orensanz J, Schwindt E, Pastorino G, Bortolus A, Casas G, Darrigran G, et al. No Longer The Pristine Confines of the World Ocean: A Survey of Exotic Marine Species in the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*. Kluwer Academic Publishers; 2002;4: 115–143. doi:10.1023/A:1020596916153
- Padilla DK. Context-dependent Impacts of a Non-native Ecosystem Engineer, the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. *Integrative and Comparative Biology*. Oxford University Press; 2010;50: 213–225. doi:10.1093/icb/icq080
- Williams SL. Introduced species in seagrass ecosystems: Status and concerns. *J Exp Mar Biol Ecol. Elsevier*; 2007;350: 89–110. doi:10.1016/j.jembe.2007.05.032

9. Herbert RJH, Humphreys J, Davies CJ, Roberts C, Fletcher S, Crowe T. Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. *Biodivers Conserv.* Springer Netherlands; 2016; 1–31. doi:10.1007/s10531-016-1209-4
10. Green D, Crowe T. Context- and density-dependent effects of introduced oysters on biodiversity. *Biological Invasions.* Springer International Publishing; 2014;16: 1145–1163. doi:10.1007/s10530-013-0569-x
11. Green D, Rocha C, Crowe T. Effects of Non-indigenous Oysters on Ecosystem Processes Vary with Abundance and Context. *Ecosystems.* 2nd ed. Springer US; 2013;16: 881–893. doi:10.1007/s10021-013-9659-y
12. Lejart M, Hily C. Differential response of benthic macrofauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. *J Sea Res.* 2011;65: 84–93. doi:10.1016/j.seares.2010.07.004
13. Markert A, Wehrmann A, Kroencke I. Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological Invasions.* Springer Netherlands; 2010;12: 15–32. doi:10.1007/s10530-009-9425-4
14. Kochmann J, Buschbaum C, Volkenborn N, Reise K. Shift from native mussels to alien oysters: Differential effects of ecosystem engineers. *J Exp Mar Biol Ecol.* 2008;364: 1–10. doi:10.1016/j.jembe.2008.05.015
15. Zwerschke N, Hollyman P, Wild R, Strigler R, Turner J, King J. Limited impact of an invasive oyster on intertidal assemblage structure and biodiversity: the importance of environmental context and functional equivalency with native species. *Mar Biol.* 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg; 2018;165: 89. doi:10.1007/s00227-018-3338-7
16. Zwerschke N, Emmerson MC, Roberts D, O'Connor N. Benthic assemblages associated with native and non-native oysters are similar. *Mar Pollut Bull.* 2016;111: 305–310. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.094
17. Mendez M, Schwindt E, Bortolus A, Roche A, Maggioni M, Narvarte M. Ecological impacts of the austral-most population of *Crassostrea gigas* in South America: a matter of time? *Ecol Res.* Springer Japan; 2015;30: 979–987. doi:10.1007/s11284-015-1298-7
18. Drent J, Dekker, R. Macrofauna associated with mussels, *Mytilus edulis* L., in the subtidal of the western Dutch Wadden Sea. NIOZ Report. 2013.
19. Troost K. Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J Sea Res.* 2010;64: 145–165. doi:10.1016/j.seares.2010.02.004
20. Green D, Crowe T. Physical and biological effects of introduced oysters on biodiversity in an intertidal boulder field. *Mar Ecol-Prog Ser.* 2013;482: 119–132. doi:10.3354/meps10241
21. Cook E, Beveridge C, Lamont P, O'Higgins T, Wilding T. Survey of wild Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Scotland. Scottish Aquaculture Research Forum Report. 2014. Report No.: XXX.
22. Wagner E, Dumbauld B, Hacker S, Trimble A, Wisheart L, Ruesink J. Density-dependent effects of an introduced oyster, *Crassostrea gigas*, on a native intertidal seagrass, *Zostera marina*. *Mar Ecol-Prog Ser.* 2012;468: 149–160. doi:10.3354/meps09952
23. Shreffler D, Griffin K. Ecological interactions among eelgrass, oysters, and burrowing shrimps in Tillamook Bay, Oregon. Tillamook County Performance Partnership. 2000 Jan. doi:10.15760/etd.1927
24. Kelly J, Volpe J. Native eelgrass (*Zostera marina* L.) survival and growth adjacent to non-native oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Botanica Marina.* Walter de Gruyter; 2007;50: 143–150. doi:10.1515/BOT.2007.017
25. Mazouni N. Influence of suspended oyster cultures on nitrogen regeneration in a coastal lagoon (Thau, France). *Mar Ecol-Prog Ser.* 2004;276: 103–113.
26. Green D, Boots B, Crowe T. Effects of Non-Indigenous Oysters on Microbial Diversity and Ecosystem Functioning. Cebrian J, editor. PLOS ONE. Public Library of Science; 2012;7: e48410. doi:10.1371/journal.pone.0048410
27. Bacher C, Bioteau H, Chapelle A. Modelling the impact of a cultivated oyster population on the nitrogen dynamics: The Thau Lagoon case (France). *Ophelia*; 1995;42: 29–54. doi:10.1080/00785326.1995.10431496
28. Caffrey JM, Hollibaugh JT, Mortazavi B. Living oysters and their shells as sites of nitrification and denitrification. *Mar Pollut Bull.* 2016;112: 86–90. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.038
29. Wheat E, Ruesink J. Commercially-cultured oysters (*Crassostrea gigas*) exert top-down control on intertidal pelagic resources in Willapa Bay, Washington, USA. *J Sea Res.* Elsevier; 2013;81: 33–39. doi:10.1016/j.seares.2013.04.006
30. Jiang Z, Chen Q, Zeng J, Liao Y, Shou L, Liu J. Phytoplankton community distribution in relation to environmental parameters in three aquaculture systems in a Chinese subtropical eutrophic bay. *Mar Ecol-Prog Ser.* 2012;446: 73–89. doi:10.2307/24875349
31. Grangeré K, Lefebvre S, Bacher C, Cugier P, Ménesguen A. Modelling the spatial heterogeneity of ecological processes in an intertidal estuarine bay: dynamic interactions between bivalves and phytoplankton. *Mar Ecol-Prog Ser.* 2010;415: 141–158. doi:10.2307/24875234
32. Dupuy C, Vaquer A, Lam-Höai T, Rougier C, Mazouni N, Lautier J, et al. Feeding rate of the oyster *Crassostrea gigas* in a natural planktonic community of the Mediterranean Thau Lagoon. *Mar Ecol-Prog Ser.* 2000;205: 171–184. doi:10.3354/meps205171

33. Le Gall S, Hassen M, Le Gall P. Ingestion of a bacterivorous ciliate by the oyster *Crassostrea gigas*: protozoa as a trophic link between picoplankton and benthic suspension-feeders. *Mar Ecol-Prog Ser.* 1997;152: 301–306. doi:10.3354/meps152301
34. Kamiyama T. Microzooplankton as a food source for the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: seasonal variation in gut contents and food availability. *Fisheries Sci.* Springer Japan; 2011;77: 961–974. doi:10.1007/s12562-011-0409-9
35. Smaal AC, Schellekens T, van Stralen MR, Kromkamp JC. Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing? *Aquaculture.* 2013;404: 28–34. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.04.008
36. Miossec L, Le Deuff R, Gouilletquer P. Alien species alert: *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). *ICES Cooperative Research Report.* ICES; 2009;299.
37. Wrangé A-L, Valero J, Harkestad LS, Strand O, Lindegarth S, Christensen HT, et al. Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavia. *Biological Invasions.* Springer Netherlands; 2010;12: 1145–1152. doi:10.1007/s10530-009-9535-z
38. Jensen K, Knudsen J. A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies.* 2005;XXXIV: 137–162.
39. Cognie B, Haure J, Barille L. Spatial distribution in a temperate coastal ecosystem of the wild stock of the farmed oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture.* 2006;259: 249–259. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.05.037
40. Strand Å, Blanda E, Bodvin T, Davids JK, Jensen LF, Holm-Hansen TH, et al. Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquatic Invasions.* 2012;7: 433–440. doi:10.3391/ai.2012.7.3.014
41. Cardoso JFMF, Langlet D, Loff JF, Martins AR, Witte JIJ, Santos PT, et al. Spatial variability in growth and reproduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) along the west European coast. *J Sea Res.* 2007;57: 303–315. doi:10.1016/j.seares.2006.11.003
42. Reise K, Buschbaum C, Büttger H, Wegner KM. Invading oysters and native mussels: from hostile takeover to compatible bedfellows. *Ecosphere.* 2017;8: e01949. doi:10.1002/ecs2.1949
43. Kristensen P, Pihl NJ. Blåmuslinge- og stillehavsøstersbestandene i det danske Vadehav 2007. DTU-Aqua-rapport. 2008. Report No.: 181-08.
44. Nielsen M, Hansen BW, Vismann B. Feeding traits of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, and the invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Mar Biol.* Springer Berlin Heidelberg; 2017;164. doi:10.1007/s00227-016-3041-5
45. Christensen H, Elmedal I. Den invasive stillehavsøsters, *Crassostrea gigas* i Limfjorden - inddragelse af borgere og interessenter i forslag til en forvaltningsplan. DFU-rapport. 2007. Report No.: 170-07.
46. Groslier T, Christensen HT, Davids J, Dolmer P, Elmedal I, Holm MW, et al. Status of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in the western Limfjord, Denmark - Five years of population development. *Aquatic Invasions.* 2014;9: 175–182. doi:10.3391/ai.2014.9.2.06
47. Vismann B, Holm MW, Davids JK, Dolmer P, Pedersen MF, Blanda E, et al. Field clearance of an intertidal bivalve bed: relative significance of the co-occurring blue mussel *Mytilus edulis* and Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Aquat Biol.* 2016;25: 107–119. doi:10.3354/ab00661



Foto: Pernille Nielsen.

13. Sortmundet kutling

13.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

Sortmundet kutling er en bundlevende fisk som spiser et bredt spektrum af invertebrater og den kan i teorien påvirke kvalitetselementet bundfauna, både gennem konsumtion af store mængder af diverse bunddyr, men potentielt også ved at ændre arts sammensætning/biodiversiteten, hvis den selektivt spiser nogle arter frem for andre. Den kan i teorien også udkonkurrere/nedsætte forekomsten af andre bundlevende fiskearter og derigennem ændre prædationstrykket på den bentiske makrofauna. Hvis bundtypen tillader det, så graver hannerne reder til hunnernes æg. Dette kan i teorien påvirke kvalitetselementet ålegræs. Sortmundet kutling kan påvirke kvalitetselementet fytoplankton ved at selektivt spise muslinger, hvilket kan resultere i reduceret filtration af fytoplankton, med en deraf følgende højere klorofylkoncentration og nedsat sigtedybde.

13.2 Dokumenteret påvirkning

Sortmundet kutling stammer fra den Ponto-Kaspiske region og er blevet introduceret til danske farvande via brakvandsområder i Østersøen, hvor den er invasiv. Samtidig med, at den blev observeret første gang i Østersøregionen (1990), blev den observeret i the Great Lakes i USA, og den er efterfølgende også kommet til europæiske floder [1]. Der findes substantielt mere litteratur fra de ferske The Great Lakes om effekter på bundfauna, og flere af disse har 'før' og 'efter' invasionen observationer, eller sammenligner bifloder som er henholdsvis invaderet/ikke-invaderet af sortmundet kutling [fx 2-7]. Mange af disse studier er generelt også af mere kvantitativ karakter sammenlignet med studier fra Østersøen og de store europæiske floder. Fordi nærværende analyse fokuserer på marine vandområder vil der for potentielle effekter af sortmundet kutling på bundfauna blive fokuseret på litteratur fra Østersøen. Relevant litteratur fra europæiske floder vil dog også blive inkluderet. Sortmundet kutling er kendetegnet ved generelt at have en bred diæt [8-12]. De bunddyr, som foretrakkes (om nogen), veksler til dels både mellem og inden for en region/habitatype, hvilket sikkert afspejler lokale tilstedeværelser af bunddyr (som også varierer med årstider) samt forskellige størrelser af fisk. Nogle studier både i selve Østersøen og i floden Donau har vist, at sortmundet kutling foretrækker muslinger [8, 9, 13], mens der er andre studier som tyder på at den hellere vil have tanglopper [14, 15] eller fluer og biller [16].

Sortmundet kutling kan potentielt reducere forekomsten af andre fisk som lever i samme økologiske niche. Eksempler på dette er river bullhead (*Cottus perifretum*) i floden Meuse [17], og rødspætte (*Platichthys flesus*) i Østersøen (18). En eventuel kaskadeeffekt af dette på bundfaunaen er kun dokumenteret i ét tilfælde, som viser, at juvenile pighvar i Østersøen har skiftet fra at spise hovedsageligt pungrejer til hesterejer efter sortmundet kutlings invasion (19). Det skal nævnes, at der også er studier, som ikke har kunnet påvise negative effekter af sortmundet kutling på andre bundlevende fiskearter (20, 16).

Der er ingen studier som påviser effekter af sortmundet kutling på ålegræs (ej heller ferskvandstypen vandaks i ferskvandsområder) eller makroalger, men en positiv effekt af sortmundet kutling på fytoplankton er påvist i tre studier, alle fra the Great Lakes. I det første studie, et mesocosm studie, resulterede tilstedeværelse af fisken i en signifikant reduktion af biomassen af både muslinger samt snegle og fluer, med en efterfølgende øget fytoplankton koncentration [21]. Ud fra resultaterne i det andet studie, et laboratorieforsøg, foreslår forfatterne, at den øgede fytoplankton koncentration, som observeres, når sortmundet kutling er tilstede, skyldes både en direkte effekt, hvor fisken gennem prædation fjerner muslinger samt en indirekte effekt, hvor tilstedeværelsen af denne prædator påvirker muslingernes adfærd ved at nedsætte deres filtrationsrate [22]. I det sidste af de ovenfor nævnte studier, også et mesocosm forsøg, reducerede sortmundet kutling mængden af snegle, hvilket resulterede i en øget mængde af bentiske alger. Når muslinger også var tilstede blev denne effekt delvist modvirket (23).

Tabel 13.1 Sammenfatning af mekanismer, hvorved sortmundet kutling kan forventes at påvirke kvalitetselementerne bundfauna, makroalger, ålegræs og fytoplankton

Parameter	Teoretiske påvirkningsmekanismer	Dokumenterede påvirkningsmekanismer	Referencer	Noter
Bundfauna	Makrofauna arts- og individ tæthed ændres	1) Bred diæt 2) Tanglopper fortrækkes over muslinger 3) Bred diæt, men præference for muslinger 4) Præference for vår- og dovenfluer samt biller	1) 10, 11, 12 2) 14, 15, 3) 8, 9, 13 4) 16	1) Lab og felt, Østersø 2) Felt, Donau floden 3) Felt og lab, Donau-floden; Felt, Østersøen 4) Review, europæiske floder
Bundfauna	Forekomst af hjemmehørende fisk ændres så arts- og individ tæthed for makrofauna ændres	1) Juvenil pighvar ændret diæt fra pungerejer til hesterejer pga. nedgang i pungerejer	1) 19	1) Feltstudier, Østersø
Fytoplankton	Klorofyl koncentration eller sigtddybde påvirkes	1) Forårsager øget fytoplankton koncentration	1) 21, 22, 23	1) Mesocosm- og lab forsøg, Great Lakes

13.3 Påvirkningsmekanismernes afhængighed af andre faktorer

Sortmundet kutling menes at kunne tolerere et meget bredt temperaturspektrum, fra -1-33°C [24-26], og der er på globalt plan etablerede populationer i både fersk og brakvand, men ikke i havvand. Temperaturene i Skandinavien svinger typisk mellem -1-24°C [27], og vil efter al sandsynlighed ikke begrænse den sortmundede kutling. I Østersøregionen migrerer fiskene dog væk fra kysten om vinteren, og ud på det dybere vand, højst sandsynligt for at undgå det helt kolde, lave vand [28]. Forsøg med fisk fra the Great Lakes har vist, at arten, når den er tilpasset et ferskvandsmiljø, ikke overlever i havvand [29, 30]. I modsætning til dette har et nyligt laboratoriestudie vist, at hvis fiskene har deres oprindelse i et brakvandsmiljø og tilvænnedes langsomt til stigende saltholdigheder, så vil over halvdelen af fiskene overleve i havvand (op til 30 PSU) [31]. Siden fisken først blev observeret i indre danske farvande ved Guldborgsund (Smålandsfarvandet) i 2009, hvor der er 10-15 PSU, har den spredt sig med cirka 30 km om året langs kysten, også nordpå [32]. Den ses nu ved saltholdigheder på omkring 20 PSU [33]. Invasionen vil efter al sandsynlighed fortsætte nordpå de kommende år, hvor fisken vil bevæge sig ind i de mere saltholdige områder i Kattegat-Skagerrak området.

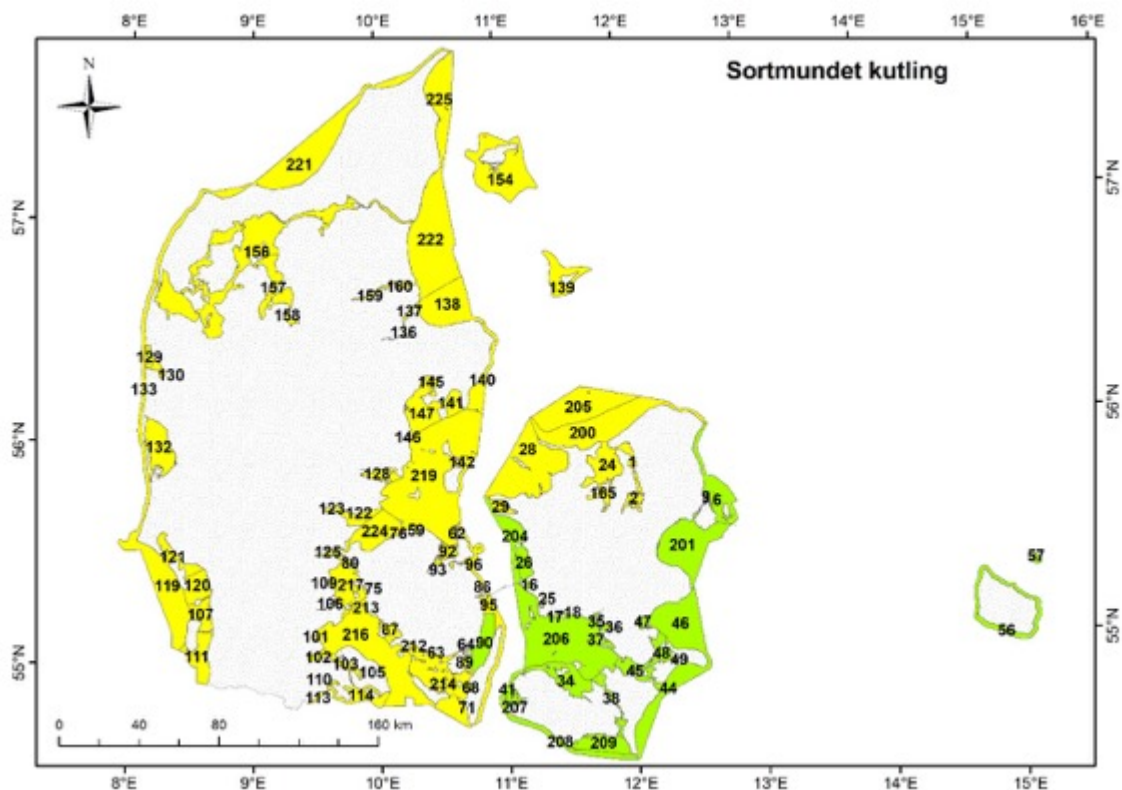
Dog kan eksponering til bølger i disse områder potentielt nedsætte spredningsrisikoen [34].

13.4 Påvirkningens relative betydning

Samlet viser litteraturen, at invasion af sortmundet kutling medfører ændringer i artsammensætning og biomassen af bundfauna. Graden af ændringerne afhænger af lokale forhold såsom den oprindelige bundfauna, fiskens størrelse og invasionshistorien, samt de tætheder den forekommer med i området. Sortmundet kutling har ligeledes ofte – men ikke altid – en effekt på andre bundlevende fiskearter, der er dog kun i ét af disse tilfælde påvist en kaskadeeffekt af dette på bunddyr. Den relative påvirkning af sortmundet kutling på kvalitetselementet bundfauna vurderes samlet til at være målelig og forekommende i en del af de områder, som sortmundet kutling har invaderet og etableret gydepopulationer i. Der findes i litteraturen ingen eksempler på at sortmundet kutling har påvirket makroalger og ålegræs i forhold til udbredelse og formering. Den relative påvirkning af sortmundet kutling på disse kvalitetselementer vurderes derfor til ikke at kunne dokumenteres. Sortmundet kutlings effekt på fytoplankton er dokumenteret i et enkelt tilfælde, et ferskvands laboratorieforsøg som påviste øget koncentration af fytoplankton, når fisken var tilstede, forårsaget af øget prædation på snegle. Denne effekt forsvandt dog, når muslinger var tilstede sammen med sortmundet kutling. Den relative påvirkning af sortmundet kutling på fytoplankton vurderes til at være potentielt målelig/kvantificerbar, men lille og med tvivlsom betydning i danske vandområder.

13.5 Tilgængelige data

Udbredelsen af sortmundet kutling i danske farvande (inklusive Bornholm) er blevet monitoreret siden arten første gang blev observeret i 2008, dog ikke med en systematisk indsats, og det er svært, om ikke umuligt, at have et præcist overblik over udbredelsen af en mobil, akvatisk art. Kortlægningen af sortmundet kutling viser også kun tilstedeværelse, og angiver ikke, i hvor store tætheder den forekommer i områderne. Man ved dog, at fisken i 2010 optrådte i store tætheder ved Guldborgsund (hvor den blev observeret første gang i 2009), og en kontinuert spredning derfra er siden sket [32, 33]. Fra 2012 og frem blev monitoreringen mere intensiv, hovedsagligt via snorkelundersøgelser, og i Guldborgsund er der observeret en tæthed på 1.9 fisk per m² i 2013. Derudover er der sparsom information om tætheder hovedsagligt opnået gennem interviews med fiskerne, hvor de i nogle områder (bl.a. Guldborgsund, Karrebæk og Kalvehave) beretter om store bifangster af arten. Data om tilstedeværelse vurderes til at være af en god kvalitet, dog foreligger der ikke estimater af tætheder af fisken i dens udbredelsesområde.



Figur 13.1. Vandområder hvor der er data for sortmundet kutling. Hvid: Ingen data om presfaktoren; Gul: Data for området men presfaktoren ikke tilstede; Lysegrøn: Presfaktoren tilstede men med for få data til analyse og; Mørkegrøn: Presfaktoren tilstede og med potentielt tilstrækkeligt med data til at indgå i en analyse, evt. på tværs af vandområder.

13.6 Konklusion

Sortmundet kutlings effekter på kvalitetselementerne er opsummerede i tabel 1. Der er ingen studier på effekter på kvalitetselementerne i danske kystområder, og langt størstedelen af litteraturen bygger på studier fra the Great Lakes samt disse søers bifloder. Dette er ferskvandsystemer med andre trofiske interaktioner og påvirkninger end kystnære marine/brakke vande. Derudover er søerne præget af gentagne invasioner af ikke-hjemmehørende arter (blandt andet muslinger men også fisk), samt eutrofierings-medierede økosystemændringer [se fx 35, 36]. De studier, som er lavet i Østersøregionen, er fra specifikke kystområder ved Litauen, Letland, Estland og Finland, det vil sige på lokal skala og med forskellig sammensætning af bundfauna og demografi og invasionshistorie af bestandene af sortmundet kutling, hvilket kan resultere i forskellig ressourceudnyttelse [37]. For studierne fra de europæiske floder gør samme forhold sig gældende. Overordnet er der ingen tvivl om, at sortmundet kutling har en effekt på de økosystemer, som de har invaderet, især på bundfauna, men den/de specifikke effekter er komplekse og det er vanskeligt at sammenligne mellem områder eller regioner [38]. Sammenholdt betyder dette at det anses som vanskeligt at foretage en fyldestgørende analyse af sortmundet kutlings påvirkningsmekanismer på kvalitetselementerne på vandområdeniveau ud fra den viden, som foreligger for nærværende (se endvidere tabel 13.1).

Tabel 13.2. Sortmundet kutlings egnethed til at indgå i analyser vedr. 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetslementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtedybde
Sortmundet kutling	2	1	1	3	1	1

13.7 Referencer

- Kornis MS, Mercado-Silva N, Vander Zanden MJ. Twenty years of invasion: a review of round goby (*Neogobius melanostomus*) biology, spread and ecological implications. *J. Fish. Biol.* 2012; 80: 235-285.
- Lederer A, Massart J, Janssen J. Impact of round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and the associated macroinvertebrate community across an invasion front. *J. Great Lakes Res.* 2006; 32: 1-10.
- Lederer A, Janssen J, Reed T, Wolf A. Impacts of the introduced Round Goby (*Apollonia melanostoma*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and on macroinvertebrate community between 2003 and 2006 in the littoral zone of Green Bay, Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 2008; 34: 690-697.
- Kipp RM, Ricciardi A. Impacts of the Eurasian Round Goby (*Neogobius melanostomus*) on benthic communities in the upper St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2012; 69: 469-486.
- Kipp R, Hébert, Lacharite M, Ricciardi A. Impacts of predation by the Eurasian round goby (*Neogobius melanostomus*) on molluscs in the upper St. Lawrence River. *J. Great Lakes Res.* 2012; 38: 78-89.
- Barrett KB, Haynes JM, Warton DI. Thirty years of change in a benthic macroinvertebrate community of southwestern Lake Ontario after invasion by four Ponto-Caspian species. *Fresh. Sci.* 2017; 36: 90-102.
- Pennuto CM, Cudney KA, Janik CE. Fish invasion alters ecosystem function in a small heterotrophic stream. *Biol. Inv.* 2018; 20: 1033-1047.
- Järv L, Kotta J, Kotta I, Raid T. Linking the structure of benthic invertebrate communities and the diet of native and invasive fish species in a brackish water ecosystem. *An. Zool. Fennici* 2011; 48: 129-141.
- Skabeiki A, Lesutiené J. Feeding activity and diet composition of round goby (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814) in the coastal waters of SE Baltic Sea. *Oceano. Hydrobiol. Studies* 2015; 44: 508-519.
- Nurkse K, Kotta J, Orav-Kotta H, Ojaveer. A successful non-native predator, round goby, in the Baltic Sea: generalist feeding strategy, diverse diet and high prey consumption. *Hydrobiologia* 2016; 777: 271-281.
- Schrandt MN, Stone LC, Klimek B, Makelin S, Heck KL, Mattila J, Herlevi H. A laboratory study of potential effects of the invasive round goby on nearshore fauna of the Baltic Sea. *Aquat. Invasions* 2016; 11: 327-335.
- Oesterwind D, Bock C, Förster A, Gabel M, Henseler C, Kotterba P, Menge M, Myts D, Winkler HM. Predator and prey: the role of the round goby *Neogobius melanostomus* in the western Baltic. *Mar. Biol. Res.* 2017; 13: 188-197.
- Števove B, Kováč V. Ontogenetic variations in the diet of two invasive gobies, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) and *Ponticola kessleri* (Günther, 1861), from the middle Danube (Slovakia) with notice on their potential impact on benthic invertebrate communities. *Sci. Total Environment* 2016; 557-558: 510-519.
- Polačik M, Janáč M, Jurajda P, (...), Trichkova T, Vassilev M. Invasive gobies in the Danube: Invasion success facilitated by availability and selection of superior food resources. *Ecol. Freshwater Fish* 2009; 18: 640-649.
- Nurkse K., Kotta J, Rätsep M, Kotta I, Kreitsberg R. Experimental evaluation of the effects of the novel predators, round goby and mud crab on benthic invertebrates in the Gulf of Riga, Baltic Sea. *J. Mar. Biol. Ass. of the United Kingdom* 2018; 98: 1-7.
- Piria M, Jakšić G, Jakovlić I, Treer T. Dietary habits of invasive Ponto-Caspian gobies in the Croatian part of the Danube river basin and their potential impact on benthic fish communities. *Sci. Total Env.* 2016; 540: 386-395.
- van Kessel N, Dorenbosch M, Kranenborg J, van der Velde G, Leuven RSEW. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. *Aquat. Inv.* 2016; 11: 179-188.
- Karlson AML, Almqvist G, Skóra KE, Appelberg M. Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 2007; 64: 479-486.
- Ustups D, Bergström U, Florin AB, Kruze E, Zilniece D, Elferts D, Knospina E, Uzars D. Diet overlap between juvenile flatfish and the invasive round goby in the central Baltic Sea (2016) *J. Sea Res.* 2016; 107: 121-129.
- Janáč M, Valova Z, Roche K, Jurajda P. No effect of round goby *Neogobius melanostomus* colonisation on young-of-the-year fish density or microhabitat use. *Biol. Invasions* 2016; 18: 2333-2347

21. Kuhns LA, Berg MG. Benthic Invertebrate Community Responses to Round Goby (*Neogobius melanostomus*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Invasion in Southern Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 1999; 25:910–917.
22. Naddafi R, Rudstam LG. Predator Diversity Effects in an Exotic Freshwater Food Web. *PLoS ONE* 2013; 8: e72599
23. Pagnucco, K.S., Remmal, Y., Ricciardi, A. An invasive benthic fish magnifies trophic cascades and alters pelagic communities in an experimental freshwater system. *Fresh. Sci.* 2016; 35: 654-665.
24. Moskal'kova KI (1996). Ecological and morphophysiological prerequisites to range extension in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. *J. Ichth.* 1996; 36: 584–590.
25. Sapota MR. The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdansk – a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 2004; 514: 219–224.
26. Cross EE, Rawding RS. Acute thermal tolerance in the round goby, *Apollonia melanostoma* (*Neogobius melanostomus*). *J. Thermal Biol.* 2009; 34: 85–92.
27. Strand Å, Blanda E, Bodvin T, (...), Hansen BW, Dolmer P. Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquat. Invasions* 2012; 3: 433–440.
28. Behrens et al. Pan-Baltic seasonal depth distribution. In preparation for *Biol. Inv.*
29. Ellis S, MacIsaac HJ. Salinity tolerance of Great Lakes invaders. *Freshw. Biol.* 2009; 54: 77-89.
30. Karsiotis SI, Pierce LR, Brown JE, Stepien CA. Salinity tolerance of the invasive round goby: experimental implications for seawater ballast exchange and spread to North American estuaries. *J. Great Lakes Res.* 2012; 38: 121-128.
31. Behrens JW, van Deurs M, Christensen EAF. Evaluating dispersal potential of an invasive fish by the use of aerobic scope and osmoregulation capacity. *PLoS ONE* 2017; 12(4): e0176038.
32. Azour F, van Deurs M, Behrens J, Carl H, HuËssy K, Greisen K, et al. Invasion rate and population characteristics of the invasive round goby *Neogobius melanostomus*: effects of density and invasion history. *Aquat. Biol.* 2015; 24: 41-52
33. Carl H, Behrens J, Møller PM. Statusrapport vedr. udbredelsen af ikke-hjemmehørende fiskearter i danske farvande (2016). Pp 35. In Danish.
34. Kotta J, Nurkse K, Puntila R, Ojaveer H. Shipping and natural environmental conditions define the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 2015; 169: 15-24.
35. Reid SM, Mandrak NE. Historical changes in the distribution of threatened channel darter (*Percina copelandi*) in Lake Erie with general observations on beach fish assemble. *J. Great Lakes Res.* 2008; 34: 324-333.
36. Hoyle JA, Bowlby JN, Brousseau CM, Johnson TB, Morrison BJ, Randall RG. Fish community structure in the Bay of Quiente, Lake Ontario: The influence of nutrient levels and invasive species. *Aquat. Ecosystem Health Manag.* 2012; 15: 370-384.
37. Herlevi H, Aarnio K, Puntila-Dodd R, Bonsdorff E. The food web positioning and trophic niche of the non-indigenous round goby: a comparison between two Baltic Sea populations. 2018 Accepted *Hydrobiologia* doi.org/10.1007/s10750-018-3667-z
38. Hirsch PE, N'Guyen A, Adrian-Kalchhauser I, Burkhardt-Holm P. What do we really know about the impacts of one of the 100 worst invaders in Europe? A reality check. *Ambio* 2016; 45: 267-279.

14. Sammenfatning og diskussion

14.1 Sammenfatning

I denne undersøgelse er kendt viden om en række andre presfaktorer på havmiljøet i kystnære farvande end næringsstoffer og klimaforandringer sammenfattet. Som udgangspunkt er der udelukkende medtaget viden om dokumenterede påvirkningsmekanismer for de enkelte presfaktorer på kvalitetselementerne fytoplankton, bundfauna, makroalger og blomsterplanter (ålegræs), subsidiært støtteparametrene ilt og sigtdybde og evt. de til kvalitetselementerne tilknyttede indikatorerne jf. vandrammedirektivet (VRD). 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. 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. Nogle miljøfarlige stoffer kan således have negative effekter på det marine miljø uden at der er dokumenterede effekter på de økologiske kvalitetselementer. Alternativt er der ikke dokumentation for effekter på kvalitetselementerne, som det i vist omfang gælder for fx mikroplastik og nogle af de miljøfarlige stoffer.

Udgangspunktet for gennemgangen af den eksisterende viden har været strukturerede reviews (se fx [1], www.environmentalevidence.org eller www.eviem.se), der er karakteriseret ved, at man gør ekstra meget ud af at dokumentere problemformulering, litteraturvalg og potentielle fejkilder dog således, at der er foretaget presfaktorspecifikke valg i litteratursøgningen. Review-protokoller, der dokumenterer søgningen og udvælgelse af litteraturen for hver enkelt presfaktor, er samlet i Bilag 1. For at sikre ensartethed i opgaveløsningen er alle reviews struktureret i forhold til en række fastlagte overskrifter: 1) Redegørelse for teoretisk mulige påvirkningsmekanismer af presfaktoren på kvalitetselementer og støtteparametre; 2) Gennemgang og sammenfatning af dokumenterede påvirkningsmekanismer på kvalitetselementer og støtteparametre; 3) Påvirkningsmekanismens evt. afhængighed af andre faktorer som fx salinitet og temperatur; 4) Påvirkningens relative betydning på vandområdeniveau; 5) Tilgængelighed af data for presfaktoren og fortrinsvis på vandområdeniveau; og 6) Konklusion om egnethed af presfaktoren til at indgå i analyser i relation til 3. generations vandplaner.

Vurderingen af de dokumenterede påvirkningsmekanismeres betydning er baseret på den videnskabelige litteratur. Vurderingen af om en presfaktor på overordnet plan kan have en væsentlig effekt på et kvalitetselement bygger således på en transparent og systematisk udvælgelse og gennemgang af den tilgængelige videnskabelige litteratur, mens den foreløbige vurdering af presfaktorens relative betydning på vandområdeniveau bygger på ekspertvurderinger. Ved bedømmelserne af den relative betydning på vandområdeni-

veau har der været anvendt overordnede retningslinjer for vurderingen, som fx areal påvirket af presfaktoren i forhold til totalt areal af vandområdet eller faktiske forekommende koncentrationer i danske vandområder sammenholdt med studier af effekter på kvalitetselementer ved forskellige koncentrationsniveauer. At en presfaktor er vurderet til ikke at have væsentlig betydning for kvalitetselementerne på vandområdeniveau, er imidlertid ikke det samme som, at der ikke lokalt kan være meget betydelige effekter af presfaktoren, fx ved råstofindvinding, eller at der ikke kan være andre effekter på organismer højere i fødekæden som fisk og havpattedyr. Vurderingen vedrører udelukkende, om det kan forventes, at presfaktoren potentielt vil kunne påvirke kvalitetselementerne og støtteparametrene i væsentligt omfang på vandområdeniveau, og hvorvidt der potentielt er et datagrundlag for en kvantificering heraf. Det betyder imidlertid ikke, at der rent faktisk er en effekt på kvalitetselementerne på vandområdeniveau. Når det således er vurderet (se tabel 14.1), at fx fiskeri potentielt kan påvirke bundfaunaen, betyder det ikke, at der er garanti for, at den efterfølgende konkrete analyse vil kunne dokumentere en faktisk effekt på vandområdeniveau endsige kvantificere den. Ved en vurdering på vandområdeniveau bliver størrelsen og afgrænsningen af vandområderne selv sagt af betydning for vurderingen. Alt andet lige vil der være faldende potentiel effekt af en presfaktor med stigende størrelse af et vandområde. Fx vil presfaktorer relateret til sejlrender som skibstrafik og graveaktivitet for at vedligeholde sejlrenden have større betydning i små vandområder som Randers Inderfjord sammenlignet med betydningen i relativt store vandområder som Ålborg Bugt eller vandområde 156 omfattende det meste af Limfjorden. En typologi for vandområder, der primært er relevant i relation til påvirkning med næringsstoffer og udveksling af disse med tilstødende bassiner er således ikke nødvendigvis egnet i relation til andre presfaktorer, der primært påvirker lokalt frem for på bassin-skala.

Presfaktorerne grupperer sig i forskellige kategorier. En række presfaktorer som fysiske konstruktioner, råstofindvinding, klapping, fiskeri og i et vist omfang skibsfart har lokale 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 så stort eller nøglehabitater berøres direkte, så der kan forventes kaskadeeffekter på bassin-skala. Disse lokalt afgrænsede presfaktorer er endvidere karakteriserede ved, at datagrundlaget for presfaktoren er ganske veldokumenteret. Det er således kendt, hvor fx råstofindvindingerne finder sted ligesom det er kendt, hvor de fysiske konstruktioner er placeret. For fiskeri og skibstrafik findes der ligeledes en del data fra især de senere år, som kan stedfæste aktiviteten. Samlet set er der for "de lokale presfaktorer" datagrundlag i form af viden om deres tilstedeværelse og evt. omfang i gennemsnitligt 82% af de 119 vandområder, der indgår i vandplanerne. Det vil alt andet lige øge mulighederne for at foretage videre analyser af presfaktorens betydning for kvalitetselementerne. I denne undersøgelse er der ikke taget stilling til, om der er et tilstrækkeligt geografisk match med data for presfaktorer samt kvalitetselementer og støtteparametre indsamlet under det nationale overvågningsprogram (NOVANA), og om analyserne kan foretages med tilstrækkelige statistisk sikkerhed. Overvågningen i regi af NOVANA har dog primært fokus på effekter af presfaktorer (primært næringsstoffer), der påvirker hele vandområdet, og er derfor ikke velegnet til at dokumentere lokale effekter.

Andre presfaktorer end de lokale påvirker på bassinskala. Det gælder fx sluser/dæmninger, plastik og miljøfarlige stoffer og i et vist omfang også de invasive arter. For de invasive arter gælder det især for de mobile arter som amerikansk ribbegople og sortmundet kutling, men også de fastsiddende arter spreder sig over tid til hele bassiner om end de kan have fx dybde- eller substratmæssige præferencer, som begrænser den faktiske udbredelse. For disse presfaktorer er der typisk et ringere datagrundlag for en analyse og ofte en mere sparsom dokumentation for påvirkningsmekanismerne, hvilket forringer mulighederne for en udvidet undersøgelse. For de ”diffuse presfaktorer” er der datagrundlag for evt. videre analyse i gennemsnitligt 26% af vandområderne.

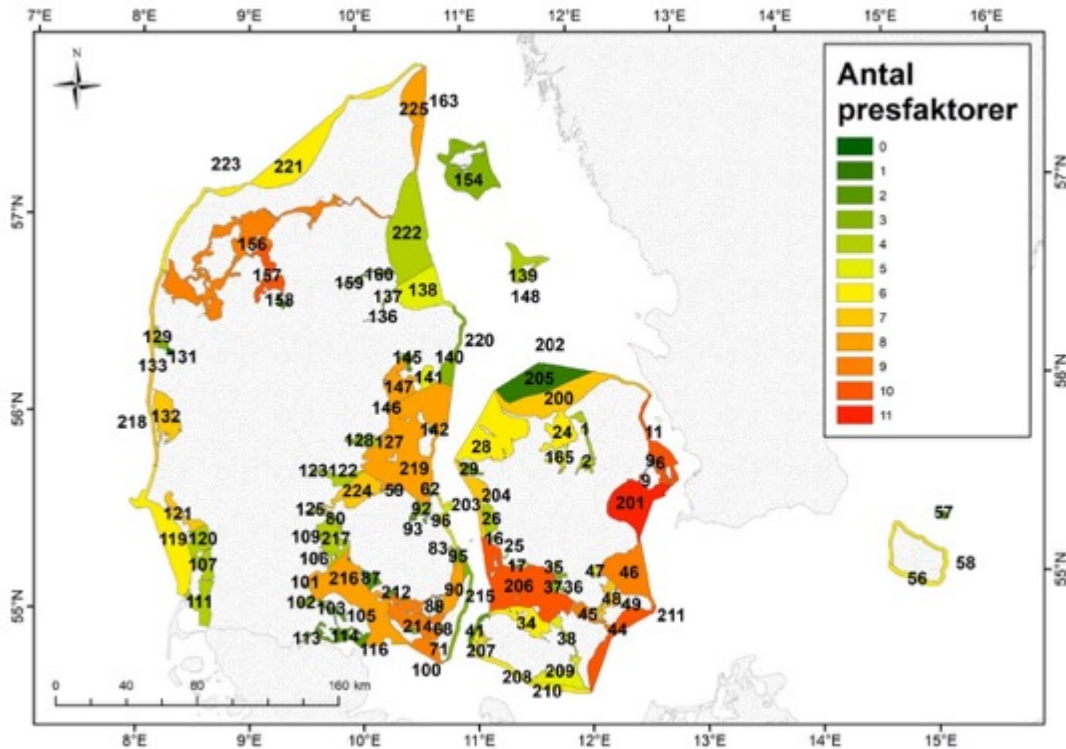
For alle presfaktorer har reviews demonstreret dokumenterede påvirkningsmekanismer på minimum ét af kvalitetselementerne (tabel 14.1) i overensstemmelse med forventningen om, at de valgte presfaktorer potentielt kan have betydning for det kystnære marine miljø. Det kvalitetselement, hvor der er dokumenterede påvirkningsmekanismer for flest presfaktorer er bundfauna, mens der er færrest dokumenterede påvirkningsmekanismer for fytoplankton. I langt de fleste af kombinationerne presfaktor/kvalitetselement (61%) resulterede reviews i vurderingen, at der er en dokumenteret påvirkningsmekanisme af en given presfaktor på et givent kvalitetselement, men at effekten ikke er potentiel væsentlig på vandområdeniveau. Det betyder, at det ikke kan forventes, at inddragelse af disse presfaktorer i analyserne op til 3. generations vandplaner vil resultere i et dokumenteret indsatsbehov. Ligeledes vil inddragelse af de 27%, hvor der ikke kunne dokumenteres en mekanisme som kan påvirke kvalitetselementerne i danske vandområder signifikant, heller ikke kunne forventes at resultere i dokumenterede indsatsbehov. For støtteparametrene er den dokumenterede viden endnu mere sparsom, idet der kun er dokumenterede påvirkningsmekanismer for under halvdelen af støtteparametrene.

Samlet set er der kun fundet dokumenterede påvirkningsmekanismer af potentiel væsentlig betydning på vandområdeniveau for syv presfaktorer: Fiskeri, sluser/dæmninger, graveaktivitet, TBT, sargassotang, amerikansk ribbegople og sortmundet kutling (se tabel 14.1), hvoraf sargassotang kun har potentiel effekt på vandområdeniveau på kvalitetselementet makroalger og der for amerikansk ribbegople og sortmundet kutling ikke er datagrundlag til analyse af evt. effekter. For TBT gælder, at stoffet er udfaset og effekten i aftagen. For kun én presfaktor, sluser/dæmninger, er der for støtteparametrene fundet dokumenteret effekt af potentiel væsentlig betydning på vandområdeniveau. Det skal understreges, at fordi denne analyse peger på disse presfaktorer som af potentiel betydning er det ikke det samme som, at en udvidet analyse rent faktisk kan demonstrere en effekt på vandområdeniveau med en tilstrækkeligt høj statistisk sandsynlighed. I denne undersøgelse er der udelukkende demonstreret et potentiale i form af påvirkningsmekanismer, som litteraturen viser kan have en signifikant effekt, omfang af presfaktoren på vandområdeniveau og mulighederne for at foretage en efterfølgende analyse. Tilsvarende kan det heller ikke konkluderes, at de andre analyserede presfaktorer er helt uden betydning for det kystnære havmiljø, fx lokalt. Det er blot ikke muligt med den nuværende viden og det eksisterende datagrundlag at lave analyser, der er relevante i forhold til 3. generations vandplaner.

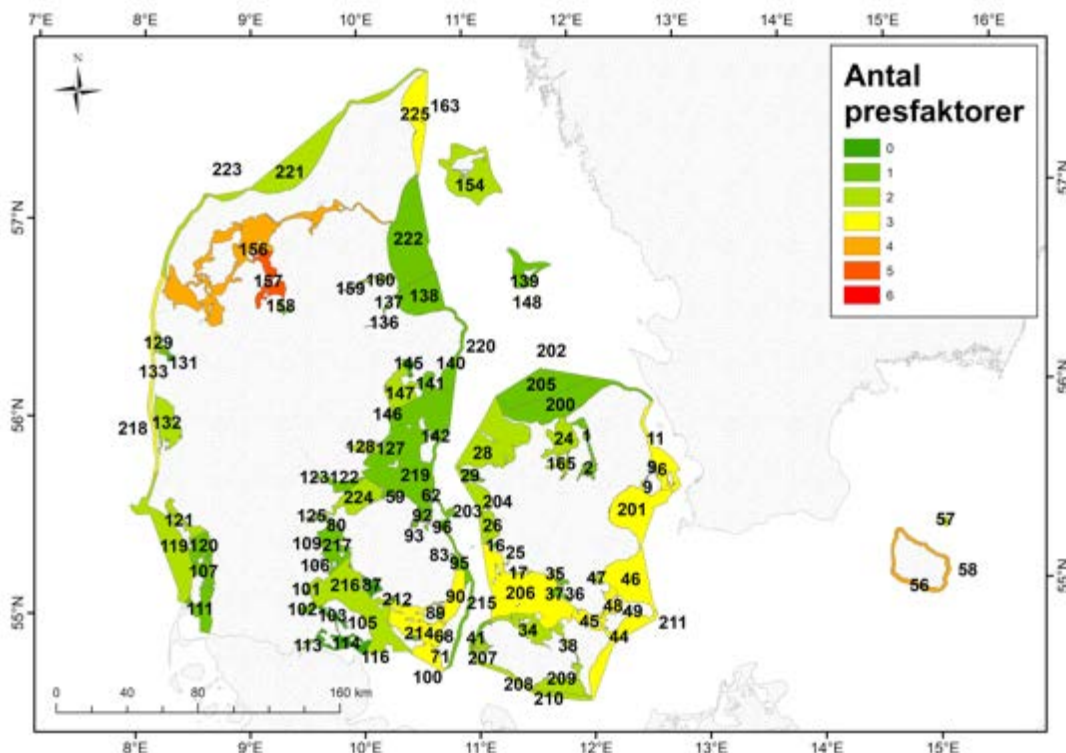
Tabel 14.1. Presfaktorens egnethed til at indgå i analyser vedrørende 3. generations vandplaner. Egnethed er angivet for hvert kvalitetselement og samlet ved brug af følgende skala 1-5: 1) Påvirkningsmekanisme kan ikke dokumenteres; 2) Påvirkningsmekanisme dokumenteret, men ingen potentiel væsentlig effekt i danske farvande på vandområdeniveau; 3) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau, men ikke datagrundlag for egentlige analyser; 4) Potentiel væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i få (<10) vandområder; 5) Potentielt væsentlig effekt på vandområdeniveau og analyse mulig i mange vandområder.

Presfaktor	Kvalitetselementer				Støtteparametre	
	Fytoplankton	Ålegræs	Makroalger	Bundfauna	Iltforhold	Sigtdybde
Råstofindvinding	2	2	2	2	2	2
Klapning	2	2	2	2	2	2
Graveaktivitet	2	4	4	4	2	2
Sluser/dæmninger	5	5	5	5	1	5
Broer	1	2	2	2	1	1
Havne	1	2	2	2	1	1
Havvindmøller	2	2	2	2	1	1
Kystbeskyttelse	1	2	2	2	1	1
Rør og kabler	1	1	2	2	1	1
Fiskeri	3	5	5	5	3	3
Skibstrafik	2	2	2	2	2	2
Plastaffald	1	2	2	2	2	1
Mikroplast	1	1	1	2	1	1
Metaller (MFS)	2	1	1	2	1	1
Pesticider (MFS)	2	2	2	1	1	1
Biocider (MFS)	2	2	2	2	1	1
PAH'er (MFS)	1	2	2	2	1	1
PCB'er (MFS)	1	1	2	1	1	1
TBT (MFS)	1	1	1	4	1	1
Amerikansk ribbegøle	3	1	1	2	3	3
Sargassotang	1	2	4	2	2	1
Stillehavsøsters	2	2	1	2	1	1
Sortmundet kutling	2	1	1	3	1	1

I figur 14.1 er vist tilstedeværelse af samtlige analyserede presfaktorer (andre end N og P) fordelt i de 119 vandområder. Presfaktorerne er medtaget uanset om der er datagrundlag til en videre analyse eller ej. Som det fremgår er der store regionale forskelle. I nogle vandområder er der meget få presfaktorer tilstede, mens der i andre vandområder, som fx Køge Bugt, Smålandsfarvandet og Limfjorden, er et stort antal presfaktorer tilstede. Der kan ikke umiddelbart udledes noget entydigt mønster i den geografiske udbredelse af antal presfaktorer pr vandområde. I figur 14.2 er vist en tilsvarende fordeling af tilstedeværelse af presfaktorer, her er dog kun medtaget presfaktorer med potentiel væsentlig betydning i vandområderne (dog undtaget TBT, hvor data ikke kan adskilles fra andre MFS). Heller ikke for dette reducerede antal presfaktorer er der et entydigt geografisk mønster dog således, at der i Limfjorden er mange presfaktorer tilstede.



Figur 14.1. Tilstedeværelse af 16 presfaktorer (sluser/dæmninger, havne, havvindmøller, kystbeskyttelse, rør/kabler, råstofindvinding, klapping, graveaktivitet, fiskeri, butblæret sargassotang, amerikansk ribbegøple, stillehavsøsters, sortmundet kutling, miljøfarlige stoffer, plastikaffald, mikroplast) fordelt på vandområder. Presfaktorerne indgår som værende tilstede, uanset om der er tilstrækkeligt data til egentlig analyse eller ej.



Figur 14.2. Tilstedeværelse af 6 presfaktorer med potentielt væsentligt effekt på vandområdeniveau (sluser/dæmninger, graveaktivitet, fiskeri, butblæret sargassotang, amerikansk ribbegøple og sortmundet kutling) fordelt på vandområder. Presfaktorerne indgår som værende tilstede, uanset om der er tilstrækkeligt data til egentlig analyse eller ej.

14.2 Videnshuller

I afsnittene om de enkelte presfaktorer behandlet i denne rapport er den aktuelle viden og videnshullerne beskrevet. Samlet demonstrerer denne undersøgelse, at der for mange presfaktorer er begrænset viden om deres effekter på kvalitetselementerne dog således, at der generelt er mest viden om effekter på bundfauna. For de lokalt afgrænsede presfaktorer (fiskeri, råstofindvinding mm) kan generel viden om effekter af fysisk forstyrrelse i et vist omfang kompensere for evt. mangel på specifikke undersøgelser. Det kræver således ikke specifikke undersøgelser at fastslå, at fx placering af en bropille eller et vindmøllefundament vil påvirke ålegræs i det punkt, den fysiske konstruktion bliver placeret uden, at dette nødvendigvis har været genstand for en videnskabelig undersøgelse. Derimod er indirekte effekter af lokalt afgrænsede presfaktorer, fx resuspension af sediment eller associerede kaskadeeffekter, ikke tilsvarende intuitive og her mangler der ofte videnskabelig dokumentation af effekter på kvalitetselementerne og endnu mere på støtteparametrene. For de lokalt afgrænsede presfaktorer er der som oftest data til rådighed angående selve presfaktoren, men ikke nødvendigvis for kvalitetselementerne og støtteparametrene. Der er imidlertid ikke hermed taget stilling til, om datagrundlaget for presfaktoren geografisk matcher data for kvalitetselementerne, typisk indsamlet i NO-VANA-programmet. Ligeledes mangler der i betydeligt omfang viden og data om afledte effekter fx relateret til sediment-spredning forårsaget af aktiviteten. Noget af datamanglen i relation til sedimentspredning kan der dog i et vist omfang kompenseres for med hydrodynamisk modellering.

Presfaktorer med virkning på bassinskala er generelt karakteriseret ved begrænset eller fraværende dokumentation af påvirkningsmekanismer. Det gælder især miljøfarlige stoffer og mikroplast. Fokus på effekter i det marine miljø af disse presfaktorer ligger ofte på højere trofiske niveauer end kvalitetselementerne eller – som det gør sig gældende for miljøfarlige stoffer – der er tale om mange forskellige påvirkningsmekanismer relateret specifikt til en stofgruppe eller konkrete kemiske forbindelser. For både miljøfarlige stoffer – men især for mikroplast – er der endvidere et meget begrænset datagrundlag for egentlige analyser, i det omfang påvirkningsmekanismer overhovedet har kunnet dokumenteres. Med forbehold for en begrænset viden og et sparsomt datamateriale, som samlet repræsenterer en væsentlig mangel på viden for at forstå effekter af disse presfaktorer i det marine miljø, vurderer vi imidlertid, at der ikke er anledning til at tro, at flere undersøgelser og mere viden i sig selv vil gøre det relevant at inddrage mikroplast og miljøfarlige stoffer i analyser med henblik på indsatser i 3. generations vandplaner. Ved at sammenholde den faktisk eksisterende viden med de data for forekomster/koncentrationer, der er dokumenteret, er det nemlig i langt de fleste danske vandområder ikke sandsynligt, at der vil kunne dokumenteres væsentlige effekter på vandområdeniveau på kvalitetselementerne. Miljøfarlige stoffer er endvidere separat omfattet af VRD i relation til kemisk miljøtilstand, hvoraf der kan defineres indsatsbehov.

Med hensyn til de invasive arter er billedet et andet. For nogle arter, som butblæret sargassotang, er der en ganske veldokumenteret international og delvist national litteratur om potentielle effekter og arten har været observeret i danske farvande i mange år og kan derfor anses for at have et som minimum foreløbigt stabiliseret udbredelsesområde.

Der er endvidere data, der kan understøtte en egentlig analyse. For andre arter som fx amerikansk ribbegøle, er der dokumenteret viden både internationalt og i et vist omfang også fra relevante vandområder. Der mangler imidlertid helt data, der kan bruges til en egentlig analyse. Og endelig er der arter, fx sortmundet kutling, hvor der hverken er entydig viden i marine områder endsige data, der kan understøtte en analyse. Generelt for invasive arter mangler der specifik viden i relevante typer af økosystemer om effekter på kvalitetselementerne i forhold til at inddrage dem i videre analyser til implementering i 3. generations vandplaner.

14.3 Konklusion

På baggrund af analyse af dokumenterede påvirkningsmekanismer, vurdering af relativ betydning på vandområdeniveau og tilgængelighed af data til videre analyse på vandområdeniveau vil det for de fleste af de undersøgte presfaktorer ikke være muligt at foretage videre analyser, der er relevante i forhold til 3. generations vandplaner. For en mindre gruppe presfaktorer vil det i et varierende antal vandområder være muligt at foretage uddybende analyser baseret på dokumenterede påvirkningsmekanismer. Der er hermed ikke taget stilling om sådanne analyser rent faktisk vil udmønte sig i dokumentation af effekt i vandområderne og dermed om de kan udmøntes i indsatsbehov. Dertil kommer, at der i givet fald skal tages stilling til, hvordan nye presfaktorer kan kumuleres med dokumenterede presfaktorer som næringsstoffer.

Bilag A Review-protokoller

Råstofvinding

Litteratur som beskriver effekter af råstofvinding i forhold til kvalitetselementerne bundplanter, bunddyr og planteplankton er fundet ved, at der for hvert kvalitetselement er lavet en selvstændig litteratursøgning i databasen Web of Science (WoS). Desuden er der i Google Scholar (GS) fremsøgt engelsk og dansksprogede videnskabelige rapporter, der omhandler effekter af råstofvinding på kvalitetselementerne. Desuden blev listen med relevant litteratur suppleret med publikationer fundet på anden vis end ved standardiserede søgninger. Søgning blev tidsmæssigt afgrænset til perioden 1990 - 2018 (maj).

Web of Science (WoS)

# 9	45	#8 OR #7 OR #6 OR #5 OR #4 OR #3 OR #2 OR #1 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 8	2	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (marine OR estuar* OR coast*)) AND (meta-analys* OR review)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 7	9	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (marine OR estuar* OR coast*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 6	8	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (phytoplankton OR Chlorophyll*)) AND (marine OR estuar* OR coast*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 5	1	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass") AND (marine OR estuar* OR coast*)) AND (meta-analys* OR review)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 4	2	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass") AND (marine OR estuar* OR coast*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 3	4	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (marine OR estuar* OR coast*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>

# 2	3	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging)AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND (density OR species richness OR biomass OR species composition) AND (marine OR estuar* OR coast*) AND (meta-analys* OR review)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>
# 1	29	TS= ((aggregate extraction OR aggregate dredging)AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND (density OR species richness OR biomass OR species composition) AND (marine OR estuar* OR coast*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI</i> <i>Timespan=All years</i>

Søgningen resulterede i 45 unikke artikler. Sortering ud fra relevant titel reducerede publikationslisten til 34. Herefter blev alle abstrakts gennemlæst, hvilket reducerede listen til 30 relevante engelsksprogede publikationer.

Google Scholar (GS)

Engelsksprogede publikationer

Søgning i GS, som blev foretaget med søgestrengen ("aggregate extraction" OR "aggregate dredging") AND (source:report) AND (marine OR Estuar* OR coast), resulterede i 77 hits, når citater ekskluderes.

Sortering ud fra relevant titel reducerede listen til 24 publikationer. Ved gennemlæsning af abstrakts og indholdsfortegnelser blev listen reduceret til 7 publikationer, som ikke overlapper med resultatet af søgningen i WoS. Fra søgningen på dansksproget litteratur (se nedenfor), blev overflyttet en engelsksproget publikation. Derfor blev derfor samlet fundet 8 engelsksprogede publikationer via GS

Dansksproget publikationer

Søgning på ”råstofindvinding” gav 180 resultater. Sortering efter relevant titel reducerede listen til 18 publikationer. Yderligere sortering ved gennemgang af nøgleord og indholdsfortegnelser reducerede listen til 12, heraf blev 3 dubletter fjernet, hvilket resulterede i en liste på 9 publikationer. To af disse publikationer var engelsksprogede, som blev overflyttet til listen bestående af engelsksprogede publikationer omtalt ovenfor, hvoraf den ene var en duplikat. Tilbage var således 7 danske publikationer.

Publikationer fundet ved andre metoder end standardiserede søgninger

De standardiserede søgninger blev suppleret med publikationer fundet på anden vis, bl.a. efter forespørgsel hos Miljøstyrelsen, som er den ansvarlige myndighed for forvaltningen af råstofindvinding på havet. Dette førte til yderligere 10 engelsksprogede og 8 dansksprogede publikationer.

Resultat af review-protokol

Samlet førte litteratursøgningerne til udvælgelse af 63 publikationer, hvoraf 48 var engelsksprogede og 15 dansksprogede. Af disse publikationer er der refereret til 15 i selve reviewet, mens de resterende artikler listet nedenfor udgør baggrundslitteratur for emnet.

Baggrundslitteratur

Engelsksproget

- Barry, J., Boyd, S., & Fryer, R. (2010). Modelling the effects of marine aggregate extraction on benthic assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(1), 105-114.
- Bokuniewicz, H., Carlin, D., Cato, I., Dijkshoorn, C., Alonso Rodríguez, J., Hostens, K., Sutton, G. (2012). Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem, WGEXT, 16-20 April 2012, Rouen, France. ICES WGEXT Report 2012.
- Bolam, S.G (2011). Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environ Monit Assess*, 181, 13–27.
doi:10.1007/s10661-010-1809-5
- Bonne, W. (2010). Macrobenthos characteristics and distribution, following intensive sand extraction from a subtidal sandbank. *Journal of Coastal Research*, 141-150.
- Boyd, S., Cooper, K., Limpenny, D., Kilbride, R., Rees, H., Dearnaley, M., Morris, C. (2004). Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. *Science series technical report. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science*, 121, 154.
- Boyd, S. E., & Rees, H. L. (2003). An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(1-2), 1-16.
- Ceia, F. R., Patricio, J., Franco, J., Pinto, R., Fernandez-Boo, S., Losi, V., Neto, J. M. (2013). Assessment of estuarine macrobenthic assemblages and ecological quality status at a dredging site in a southern Europe estuary. *Ocean & Coastal Management*, 72, 80-92.
- Coates, D., van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2015). Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, 756(1), 3-18.
- Cooper, K., Eggleton, J., Vize, S., Vanstaen, K., Smith, R., Boyd, S., Limpenny, D. (2005). Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging-part II. *Science series technical report. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science*, 130, 82.
- Cooper, K. M., Curtis, M., Hussin, W., Frojan, C., Defew, E. C., Nye, V., & Paterson, D. M. (2011). Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2087-2094.
- Cottrell, R. S., Black, K. D., Hutchison, Z. L., & Last, K. S. (2016). The Influence of Organic Material and Temperature on the Burial Tolerance of the Blue Mussel, *Mytilus edulis*: Considerations for the Management of Marine Aggregate Dredging. *Plos One*, 11(1), 1-20.
- Crowe, S. E., Bergquist, D. C., Sanger, D. M., & Van Dolah, R. F. (2016). Physical and Biological Alterations Following Dredging in Two Beach Nourishment Borrow Areas in South Carolina's Coastal Zone. *Journal of Coastal Research*, 32(4), 875-889.
- De Backer, A., Van Hoey, G., Coates, D., Vanaverbeke, J., & Hostens, K. (2014). Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three

- cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1-2), 251-262.
- De Jong, M.F., Borsje, B.W., Baptist, M.J, van der Wal, J.T., Lindeboom, H.J., & Hoekstra, P. (2016). Ecosystem-based design rules for marine sand extraction sites, *Ecological Engineering* 87, 271-280.
- Desprez, M. (2000). Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *Ices Journal of Marine Science*, 57(5), 1428-1438.
- Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C. Surlatzis, G., & Eleftheriou, A. (2007). Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Cont Shelf Res*, 27(17), 2198–2210.
- Erfteimeijer PLA, Lewis III RR (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Mar Pollut Bull*, 52, 1553–1572.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *J Coast Conserv*, 5(1), 69–80.
- Fraser, C., Hutchings, P., & Williamson, J. (2006). Long-term changes in polychaete assemblages of Botany Bay (NSW, Australia) following a dredging event. *Marine Pollution Bulletin*, 52(9), 997-1010.
- Gubbay, S. (2003). Marine aggregate extraction and biodiversity. *Information, issues and gaps in understanding. Report to the Joint Marine Programme of the Wildlife Trusts and WWF-UK.*
- Hooper, T., Beaumont, N., Griffiths, C., Langmead, O., & Somerfield, P. J. (2017). Assessing the sensitivity of ecosystem services to changing pressures. *Ecosystem Services*, 24, 160-169.
- Hussin, W., Cooper, K. M., Frojan, C., Defew, E. C., & Paterson, D. M. (2012). Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: A comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators*, 12(1), 37-45.
- Kenny, A. J., & Rees, H. L. (1994). The effect of marine gravel extraction on the macrobenthos - early post-dredging recolonization. *Marine Pollution Bulletin*, 28(7), 442-447.
- Kenny, A. J., & Rees, H. L. (1996). The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: Results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin*, 32(8-9), 615-622.
- Krause, J. C., Diesing, M., & Arlt, G. (2010). The Physical and Biological Impact of Sand Extraction: a Case Study of the Western Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*, 215-226.
- La Porta, B., Targusi, M., Lattanzi, L., La Valle, P., Paganelli, D., & Nicoletti, L. (2009). Relict sand dredging for beach nourishment in the central Tyrrhenian Sea (Italy): effects on benthic assemblages. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective*, 30, 97-104.
- Mills, D., & Kemps, H. (2016). Generation and release of sediments by hydraulic dredging: a review. Report of Theme 2 - Project 2.1 prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia, 97 p.
- Netzband, A. & Adnitt, C. (2009). Dredging management practices for the environment: A structured selection approach. *Terra et Aqua*, 114, 3–8.

- Newell, R. C., Hitchcock, D. R., & Seiderer, L. J. (1999). Organic enrichment associated with outwash from marine aggregates dredging: A probable explanation for surface sheens and enhanced benthic production in the vicinity of dredging operations. *Marine Pollution Bulletin*, 38(9), 809-818.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., Simpson, N. M., & Robinson, J. E. (2004). Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the south coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research*, 20(1), 115-125.
- Robinson, J. E., Newell, R. C., Seiderer, L. J., & Simpson, N. M. (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, 60(1), 51-68.
- Sanchez-Moyano, J. E., Estacio, F. J., Garcia-Adiego, E. M., & Garcia-Gomez, J. C. (2004). Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgoland Marine Research*, 58(1), 32-39.
- Seiderer, L. J., & Newell, R. C. (1999). Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. *Ices Journal of Marine Science*, 56(5), 757-765.
- Short, J., Fraser, M., McLean, D., Kendrick, G., Byrne, M., Caley, J., Clarke, D., Davis, A., Erfteimeijer, P., Field, S., Gustin-Craig, S., Huisman, J., Keesing, J., Keough, M., Lavery, P., Masini, R., McMahon, K., Mergersen, K., Rasheed, M., Statton, J., Stoddart, J., & Wu, P. (2017) Effects of dredging-related pressures on critical ecological processes for organisms other than fish or coral. Report of Theme 9 - Project 9.1 prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia, 47 p.
- Smith, R., Boyd, S. E., Rees, H. L., Dearnaley, M. P., & Stevenson, J. R. (2006). Effects of dredging activity on epifaunal communities - Surveys following cessation of dredging. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70(1-2), 207-223.
- Stark, C., Whinney, J., Ridd, P., & Jones, R. (2017). Estimating sediment deposition fields around dredging activities. *Final Report of Theme*.
- Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A., & Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *Ices Journal of Marine Science*, 72(2), 328-340.
- Van Lancker, V., & Baeye, M. (2015). Wave Glider Monitoring of Sediment Transport and Dredge Plumes in a Shallow Marine Sandbank Environment. *Plos One*, 10(6).
- Waye-Barker, G. A., McIlwaine, P., Lozach, S., & Cooper, K. M. (2015). The effects of marine sand and gravel extraction on the sediment composition and macrofaunal community of a commercial dredging site (15 years post-dredging). *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), 207-215.

Dansksproget

- Andersen, J., Hansen, J. W., Dahl-Pommer, C., & Dolmer, P. (2012). Foreløbig karakterisering af fysiske skader forårsaget af råstofindvinding og bundtrawling i de danske farvande: Fagligt notat fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi.

- Hygum, B. (1993). Miljøpåvirkninger ved ral-og sandsugning: Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet. Faglig rapport fra DMU nr. 81, 68 s.
- Jensen, N.J. (1998). Bundfaunaundersøgelser på Svitringen i 1997. Arbejdsrapport fra DMU nr. 98, 16 s.
- Lomholt, S., Riemann, B., Dahl, K., Pedersen, N.P., Leth, J.O., Göke, C., Rasmussen, M.B., Skar, S.; & Andersen, O.G.N. (2015). Marin råstofkortlægning og miljøundersøgelser i Øresund 2014 -Undersøgelser af 3 udvalgte områder i Øresund og 3 indvindingsområder: Lappegrund, Nivå Flak og Skovshoved. Faglig rapport fra GEUS nr. 20, 175 s.
- Møhlenberg, F., & Jensen, J. (1997). Spredning og sedimentation af partikulært materiale under råstofindvinding ved Læsø Trindel: Delrapport 2. Undersøgelse og effektvurdering, maj 1996. Arbejdsrapport fra DMU nr. 61. 19 s.
- Riemann, B. (red.), Carstensen, J., Dahl, D., Gislason, H., Hansen, J.W., Hasler, B., Støttrup, J.G., & Zandersen, M. (2017). Havets ressourcer. Miljøbiblioteket nr. 4, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Aarhus Universitetsforlag, 130 s.
- Støttrup, J. G. (1999). Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårbund: Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Fiskebiologi.

Klapning og graveaktivitet

Angiospermer og makroalger

Primært spørgsmål

Kan klapning af oprenset materiale eller suspension af materiale ved graveaktiviteter påvirke dybdeudbredelsen af ålegræs eller anden bundvegetation i kystnære vandområder negativt?

Det primære spørgsmål deles i fire underspørgsmål:

- a) Kan klapning af oprenset materiale eller suspension af materiale ved graveaktiviteter påvirke dybdeudbredelsen af ålegræs ved begravelse eller ved at øge turbiditeten og mindske lysnedtrængningen?
- b) Kan klapning af oprenset materiale eller suspension af materiale ved graveaktiviteter påvirke dybdeudbredelsen af anden bundvegetation ved begravelse eller ved at øge turbiditeten og mindske lysnedtrængningen?
- c) Kan klapning af oprenset materiale eller suspension af materiale ved graveaktiviteter påvirke dybdeudbredelsen af ålegræs ved at øge iltsvindsfrekvensen?
- d) Kan klapning af oprenset materiale eller suspension af materiale ved graveaktiviteter påvirke dybdeudbredelsen af anden bundvegetation ved at øge iltsvindsfrekvensen?

Definition af termer

1. Klapning defineres som bortskaffelse af opgravet materiale fra oprensning af havne og sejlrender samt graveaktiviteter ved bygge- og anlægsprojekter på en afgrænset plads på havet efter klaptilladelse fra Miljøstyrelsen.
2. Oprenset materiale defineres som materiale, der er opgravet ved oprensning eller uddybning af havne og sejlrender, og godkendt til klapning jf. kapitel 9 i Havmiljøloven, Bekendtgørelse om dumpning af optaget havbundsmateriale og By og Landskabsstyrelsens vejledning om dumpning af optaget havbundsmateriale.
3. Graveaktiviteter omfatter graveaktiviteter vedrørende anlæggelse eller vedligeholdelse af infrastruktur til havs, herunder uddybning af sejlrender og havne, nedgravning af kabler, udgravning til fundamenter og anlæggelse af tunneller. Graveaktiviteter er under Londonkonventionen fra 1972 og retningslinjer fra HELCOM og OSPAR dækket af begreberne *capital dredging* og *maintenance dredging*. Graveaktiviteter i forbindelse med råstofindvinding dækkes af review-rapporten vedr. råstofindvinding, udarbejdet af Jens Würgler Hansen fra Bioscience, Aarhus Universitet.
4. Havbundsmateriale defineres som det bundmateriale, der oprenses fra havne eller sejlrender, eller som suspenderes ved graveaktiviteter. Materialet er ikke nødvendigvis godkendt til klapning og kan derfor adskille sig fra det klappede havbundsmateriale med hensyn til både sedimentkarakteristik og indhold af miljøfremmede stoffer.
5. Ålegræssets dybdeudbredelse indgår som et af de tre EU-interkalibrerede biologiske kvalitetselementer til vurdering af miljøtilstanden af danske kystvandområder jf. pkt. 9.1.3 i *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen,

2014). Grænseværdien for god/moderat økologisk tilstand er fastsat til 74% af referencetilstanden (EQR = 0,74). Referencetilstand defineres som 90% fraktil af den historiske dybdegrænse for hovedudbredelsen (største dybde med mindst 10% dækning) jf. bekendtgørelse nr. 833 af 27/06/2016 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016).

6. Anden bundvegetation: Makroalger og blomsterplanter benyttes som indikatorer for den økologiske tilstand i vandområderne, da både makroalger og blomsterplanter kan benyttes som indikatorer for lysforhold og eutrofiering i vandområderne.
7. Kystnære vandområder er primært defineret som farvandsområder, der ligger mindre end 1 sømil (1,85 km) fra kystlinjen (jf. i Vandrammedirektivet og *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen, 2014)), men omfatter her også farvande, hvor vanddybden ikke overstiger 50 m.
8. Lysnedtrængning (eller sigtdybde), Kd, (støtteparameter for ålegræs) er et mål for vandets klarhed. Kravværdien for god økologisk tilstand udtrykker et minimum lyskrav på 14% af indstrålingen ved overfladen som nødvendigt for vækst af ålegræs ved den måldybde, der er fastlagt som miljømålskriterieværdien (pkt.e). Kd-værdien bestemmes ud fra den negative hældning for lysintensitet som funktion af vanddybde. Kravværdierne til Kd varierer fra 0,2 til 1,5 for de 105 kystvandområder, der er miljømålssat for ålegræs. En Kd-værdi (gennemsnit marts-september) under kravværdien (dvs. større lysnedtrængning end kravværdien) understøtter god økologisk status. Enkelte områder er ikke miljømålssat for ålegræs, da saliniteten er for lav til at understøtte vækst af ålegræs.
9. Iltsvindsfrekvens (støtteparameter for ålegræs, klorofyl og DKI): Lave iltkoncentrationer eller iltsvind påvirker ålegræs negativt, da ålegræs i værste fald dør, og iltsvindsbetinget næringsstoffrigivelse fra sedimentet fører til øgede klorofylkoncentrationer, hvilket resulterer i en højere Kd-værdi (dvs. mindre lys til bundvegetation). Iltsvindsfrekvensen udtrykker den procentdel af tiden, hvor iltkoncentrationen falder under hhv. 4 mg L⁻¹ for moderat iltsvind og 2 mg L⁻¹ for kraftigt iltsvind. Kravværdierne er mindre end 50 % for moderat iltsvind og mindre end 10 % for kraftigt iltsvind. Begge krav skal være opfyldt for understøtte god økologisk tilstand.

Kriterier for udvælgelse af litteratur

Al litteratur er fundet ved søgning på Scopus med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = article, conference paper, review
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = English

Følgende engelske søgetermer er benyttet til at besvare de primære spørgsmål:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapning og graveaktiviteter	Dumping of dredged material, dredging and dumping Dredging and disposal, disposal of dredged material	(dredg*)
Dybdegrænse	Depth limit	(depth W/2 limit*)
Lysnedtrængning	Turbidity Light-attenuation Secchi depth	turbid* (light W/2 attenuat*) (secchi W/2 depth*)
Sedimentdeponering og begravelse	Sediment deposition, deposition of sediment Burial	(sediment* W/2 depos*) Burial
Iltsvindsfrekvens	Oxygen Hypoxia Anoxia	oxy* hypox* anox*
Ålegræs	Eelgrass Zostera marina	eelgrass (zostera W/1 marina)
Anden bundvegetation	Seagrass Macroalgae	Seagrass macroalgae
Kystnære områder	Estuary Marine Coastal	estuar* marin* coast*

Følgende search string er benyttet til avanceret søgning på Scopus:

1. (dredg*) AND (eelgrass OR (zostera W/1 marina)) AND (depth W/2 limit*) AND (turbid* OR (light W/2 attenuat*) OR (secchi W/2 depth)) OR ((sediment* W/2 depos*) OR burial) AND (estuar* OR marin* OR coast*)
2. (dredg*) AND (seagrass OR macroalgae) AND (depth W/2 limit*) AND (turbid* OR (light W/2 attenuat*) OR (secchi W/2 depth)) OR ((sediment* W/2 depos*) OR burial) AND (estuar* OR marin* OR coast*)
3. (dredg*) AND (eelgrass OR (zostera W/1 marina)) AND (depth W/2 limit*) AND (anox* OR oxy* OR hypox*) AND (estuar* OR marin* OR coast*)
4. (dredg*) AND (seagrass OR macroalgae) AND (depth W/2 limit*) AND (anox* OR oxy* OR hypox*) AND (estuar* OR marin* OR coast*)

* er anvendt for wildcard for at inkludere alle mulige endelser, f.eks. inkluderer dredg* både dredging, dredge og dredges. Operatoren W/n er anvendt for at indikere at to søgetermer maks. må være et bestemt antal ord (n) fra hinanden.

Søgningerne identificerede 77 unikke resultater: Søgning 1 identificerede 62 resultater; søgning 2 identificerede 67 resultater, heraf 7 nye; søgning 3 identificerede 27 resultater, heraf 4 nye; og søgning 4 identificerede 33 resultater, heraf 4 nye. I alt blev 10 (12,99 %) udelukket baseret på titel, 40 (51,95 %) blev udelukket baseret på abstract og 11 (14,29 %) blev udelukket efter læsning af hele teksten.

Blandt de 77 identificerede artikler blev 16 (20,78 %) udvalgt på baggrund af følgende kriterier:

1. metaanalyser, reviews, laboratoriestudier og feltstudier af effekterne af klapping og graveaktiviteter på blomsterplanter og/eller makroalger;
2. heraf feltstudier fra kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder baseret på standardiserede analyser af udbredelsesdybde, dækningsgrad, skuddensitet eller biomasse,
3. eller laboratoriestudier, der simulerer forholdene i kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder, baseret på standardiserede analyser af udbredelsesdybde, dækningsgrad, skuddensitet og biomasse;
4. og kun felt- eller laboratoriestudier som desuden indeholder en beskrivelse af samplingsmetode, prøvestørrelse og -varians, salinitet, temperatur, dybde, bundtype og sedimentkarakteristika.

Miljøvariable og faktorer som kan påvirke resultatet

Miljøvariable og faktorer som kan påvirke resultaterne i de identificerede artikler og rapporter, herunder temperatur, salinitet, årstid, pH, dybde, iltforhold, strømforhold og bølgepåvirkning er registreret og brugt til at vurdere om artiklernes resultater kan være meget, middel eller kun lidt påvirkede af de pågældende variable.

Udvalgte artikler

Alle udvalgte artikler blev gemt som pdf-filer og kan om nødvendigt udleveres.

Referencer

- [1] Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand (2016). BEK nr. 833 af 27/06/2016. Miljø- og Fødevarerministeriet
- [2] HELCOM (2015): HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea. Helsinki, HELCOM.
- [3] Naturstyrelsen (2014): Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021. København, Naturstyrelsen.
- [4] Naturstyrelsen (2014): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. København, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning.

Fytoplankton (klorofyl a)

Primært spørgsmål

Kan klappning af oprenset materiale eller suspension af havbundsmateriale ved graveaktiviteter, eller iltsvindsbetinget næringsstoffrigivelse fra havbunden som følge af disse aktiviteter, ændre klorofyl a-koncentrationen eller sigtddybden i kystnære vandområder ved at øge næringsstofkoncentrationen i vandsøjlen?

Definition af termer

1. Klappning defineres som bortskaffelse af opgravet materiale fra oprensning af havne og sejlrender samt graveaktiviteter ved bygge- og anlægsprojekter på en afgrænset plads på havet efter klaptilladelse fra Miljøstyrelsen.
2. Oprenset havbundsmateriale defineres som materiale, der er opgravet ved oprensning eller uddybning af havne og sejlrender, og godkendt til klappning jf. kapitel 9 i Havmiljøloven, Bekendtgørelse om dumpning af optaget havbundsmateriale og By- og Landskabsstyrelsens vejledning om dumpning af optaget havbundsmateriale.
3. Graveaktiviteter omfatter graveaktiviteter vedrørende anlæggelse eller vedligeholdelse af infrastruktur til havs, herunder uddybning af sejlrender og havne, nedgravning af kabler, udgravning til fundamenter og anlæggelse af tunneller. Graveaktiviteter er under Londonkonventionen fra 1972 og retningslinjer fra HELCOM og OSPAR dækket af begreberne *capital dredging* og *maintenance dredging*. Graveaktiviteter i forbindelse med råstofindvinding dækkes af review-rapporten vedr. råstofindvinding, udarbejdet af Jens Würgler Hansen fra Bioscience, Aarhus Universitet.
4. Havbundsmateriale defineres som det bundmateriale, der oprenses fra havne eller sejlrender, eller som suspenderes ved graveaktiviteter. Materialet er ikke nødvendigvis godkendt til klappning og kan derfor adskille sig fra det klappede havbundsmateriale med hensyn til både sedimentkarakteristik og indhold af miljøfremmede stoffer.
5. Iltsvindsfrekvens fungerer som støtteparameter klorofyl, da iltsvind er en afledt effekt af næringsstoffbelastning og fytoplanktonproduktion. Iltsvind fører også til næringsstoffrigivelse fra sedimentet, hvilket resulterer i øgede koncentrationer af klorofyl a i vandsøjlen. Iltsvindsfrekvensen udtrykker den procentdel af tiden, hvor iltkoncentrationen falder under hhv. 4 mg L^{-1} for moderat iltsvind og 2 mg L^{-1} for kraftigt iltsvind. Kravværdierne er mindre end 50 % for moderat iltsvind og mindre end 10 % for kraftigt iltsvind: Begge krav skal være opfyldt for at understøtte god økologiske tilstand.
6. Klorofyl a-koncentration indgår som et af de tre EU-interkalibrerede biologiske kvalitetselementer til vurdering af miljøtilstanden af danske kystvandområder jf. pkt. 9.1.3 i *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen, 2014). Klorofyl a-koncentrationen ($\mu\text{g L}^{-1}$) måles i 1 m dybde (dvs. 1 m under overfladen). Der er fastsat grænseværdier for god/moderat økologisk tilstand for de enkelte vandområder jf. bekendtgørelse nr. 833 af 27/06/2016 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). Grænseværdierne er defineret som en EQR-værdi, dvs. forholdet mellem referencetilstanden og den målte tilstand. Referencetilstand defineres som 90 % fraktil af den historiske klorofyl a-koncentration, der er ekstrapoleret ud fra Secchi dybde-målinger fra de seneste 100 år.

7. Sigtdybde (Secchi dybde) benyttes som støtteparameter for klorofyl a, da sigtdybden er et mål for vandets klarhed og dermed afhængig af biomassen af plankton (dvs. klorofyl a).
8. Kystnære vandområder er primært defineret som farvandsområder, der ligger mindre end 1 sømil (1,85 km) fra kystlinjen (jf. i Vandrammedirektivet og *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021* (Naturstyrelsen, 2014)), men omfatter her også farvande hvor vanddybden ikke overstiger 50 m.

Kriterier for udvælgelse af litteratur

Al litteratur er fundet ved søgning på Scopus med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = article, conference paper, review
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = English

Følgende engelske søgetermer er benyttet til at besvare det primære spørgsmål:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapning og graveaktiviteter	Dumping of dredged material, dredging and dumping	(dump* W/2 dredg*)
	Dredging and disposal, disposal of dredged material	(dredg* W/2 dispos*)
Fytoplankton	Phytoplankton	phytoplankt*
Klorofyl a	Chlorophyll	chlorophyll*
	Chlorophyll a	(chl W/1 a)

Følgende search string er benyttet til avanceret søgning på Scopus:

1. ((dump* W/2 dredg*) OR (dredg* W/2 dispos*)) AND (phytoplankt* OR chlorophyll* OR (chl W/1 a))
** er anvendt for wildcard for at inkludere alle mulige endelser, f.eks. inkluderer dredg* både dredging, dredge og dredges.
 Operatoren W/ er anvendt for at indikere at to søgetermer maks. må være et bestemt antal ord (n) fra hinanden.*

Søgningen identificerede 305 resultater. I alt blev 160 (52,46 %) udelukket baseret på titel, 72 (23,61 %) blev udelukket baseret på abstract og 60 (19,67 %) blev udelukket efter læsning af hele teksten.

Blandt de 305 identificerede artikler blev 13 (4,26 %) udvalgt på baggrund af følgende kriterier:

1. metaanalyser, reviews, laboratoriestudier og feltstudier af effekterne af klapning og graveaktiviteter på fytoplankton og/eller klorofyl a-koncentration;

2. heraf feltstudier fra kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder baseret på standardiserede fytoplanktonprøver, herunder sampling af prøve til bestemmelse af klorofyl a-koncentration 1 m under overfladen eller integreret prøve i 1-10 m under overfladen;
3. eller laboratoriestudier, der simulerer forholdene i kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder, baseret på standardiserede fytoplanktonprøver, herunder sampling af prøve til bestemmelse af klorofyl a-koncentration svarende 1 m under overfladen eller integreret prøve i 1-10 m under overfladen;
4. og kun felt- eller laboratoriestudier som desuden indeholder en beskrivelse af samplingsmetode, prøvestørrelse og -varians, salinitet, temperatur og dybde.

Miljøvariable og faktorer som kan påvirke resultatet

Miljøvariable og faktorer kan påvirke resultaterne i de identificerede artikler og rapporter, herunder temperatur, salinitet, årstid, pH, dybde, iltforhold, strømforhold og bølgepåvirkning er registreret og brugt til at vurdere, om artiklernes resultater kan være meget, middel eller kun lidt påvirkede af de pågældende variable.

Udvalgte artikler

Alle udvalgte artikler blev gemt som pdf-filer og kan om nødvendigt udleveres.

Referencer

- [1] Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand (2016). BEK nr. 833 af 27/06/2016. Miljø- og Fødevareministeriet
- [2] HELCOM (2015): HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea. Helsinki, HELCOM.
- [3] Naturstyrelsen (2014): Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021. København, Naturstyrelsen.
- [4] Naturstyrelsen (2014): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. København, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning.
- [5] Petersen, J.K., Hansen, O.S., Henriksen, P., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K., Josefson, A.B., Hansen, J.L.S., Middelboe, A.L. & Andersen, J.H. (2005): Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, Denmark. 72 pp. - NERI Technical Report No. 563. <http://technical-reports.dmu.dk>

Bundfauna (DKI)

Primært spørgsmål

Kan klappning af oprenset havbundsmateriale eller suspension af havbundsmateriale ved graveaktiviteter ændre artsdiversiteten og –sammensætning eller densiteten af bentisk makrofauna på blød bund ved at begrave den bentiske makrofauna, øge iltsvindsfrekvensen eller gennem toksicitet ved tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer, således at DKI₂ (blødbundsfauaindekset) påvirkes negativt i kystnære vandområder?

Definitioner

1. Klapping defineres som bortskaffelse af opgravet havbundsmateriale fra oprensning af havne og sejlrender samt graveaktiviteter ved bygge- og anlægsprojekter på en afgrænset plads på havet efter klaptilladelse fra Miljøstyrelsen.
2. Oprensning af havbundsmateriale defineres som materiale, der er opgravet ved oprensning eller uddybning af havne og sejlrender, og godkendt til klapping jf. kapitel 9 i Havmiljøloven, Bekendtgørelse om dumpning af optaget havbundsmateriale og By- og Landskabsstyrelsens vejledning om dumpning af optaget havbundsmateriale.
3. Graveaktiviteter omfatter graveaktiviteter vedrørende anlæggelse eller vedligeholdelse af infrastruktur til havs, herunder uddybning af sejlrender og havne, nedgravning af kabler, udgravning til fundamenter og anlæggelse af tunneller. Graveaktiviteter er under Londonkonventionen fra 1972 og retningslinjer fra HELCOM og OSPAR dækket af begreberne *capital dredging* og *maintenance dredging*. Graveaktiviteter i forbindelse med råstofindvinding dækkes af review-rapporten vedr. råstofindvinding, udarbejdet af Jens Würglér Hansen fra Bioscience, Aarhus Universitet.
4. Havbundsmateriale defineres som det bundmateriale, der oprenses fra havne eller sejlrender, eller som suspenderes ved graveaktiviteter. Materialet er ikke nødvendigvis godkendt til klapping og kan derfor adskille sig fra det klappede havbundsmateriale med hensyn til både sedimentkarakteristik og indhold af miljøfremmede stoffer.
5. Artsdiversitet og -sammensætning defineres som antal makrofaunaarter og -individer, der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (DKI₂ er udviklet på baggrund af Van Veen-prøver på 0,1 m², men analyser på baggrund af 7 HAPS-prøver (0,0015 m²) giver et tilsvarende resultat). Artsdiversiteten beregnes som Shannon Diversity Index, H, og artssammensætningen beregnes som Shannon Evenness Index, E.
6. Individtætheden af bentisk makrofauna defineres som antal makrofaunaindivider, der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (Van Veen-prøver eller HAPS (pkt. e.)).
7. Bentisk makrofauna er defineret som de bunddyr, der tilbageholdes og identificeres i sigter med en maskevidde på 1 mm jf. tekniske anvisning TA M19.
8. Blød bund defineres som havbund, der kan samples med bundhenter, og som typisk består af sand, mudder eller sandblandet mudder.
9. Iltsvindsfrekvens fungerer som støtteparameter for bentisk makrofauna, da iltsvind i værste fald fører til at den bentiske makrofauna dør. Iltsvindsfrekvensen udtrykker den procentdel af tiden, hvor iltkoncentrationen falder under hhv. 4 mg L⁻¹ for moderat iltsvind og 2 mg L⁻¹ for kraftigt iltsvind. Kravværdierne er mindre end 50 % for moderat iltsvind og mindre end 10 % for kraftigt iltsvind. Begge krav skal være opfyldte for understøtte god økologiske tilstand.
10. Miljøfarlige forurenende stoffer benyttes sekundært som indikator for kemisk tilstand for EU's prioriterede stoffer samt for økologisk tilstand for øvrige forurenende stoffer. Der fokuseres i denne review-rapport på de hyppigst forekommende stoffer (Cu, Hg, Ni, Zn, Cd, As, Pb, Cr, TBT, PCB, PAH), som Miljøstyrelsen har fastsat aktionsniveauer og mængdegrænser for.
11. DKI₂ (blødbundsfaunaindekset) beregnes på baggrund af AMBI-indekset jf. Borja *et al.* (2000), der klassificerer arter afhængigt af deres tolerance/sensitivitet

over for forstyrrelser, Shannon diversitetsindeks (H og H_{\max}), antallet af arter (S) og antallet af individer (N).

Grænseværdien for DKI_2 for god/moderat økologisk tilstand er fastsat til hhv. 63%, 53% og 53% af referencetilstanden for Kattegat, Nordsøen/Skagerrak og Vadehavet jf. bekendtgørelse nr. 833 af 27/06/2016 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). Referencetilstand defineres som de øverste 5% af H -værdier (Shannon artsdiversitet) fra den mindst forstyrrede typologi jf. Josefson *et al.* (2009) og Carstensen *et al.* (2014).

Kriterier for udvælgelse af litteratur

Al litteratur er fundet ved søgning på Scopus med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = article, conference paper, review
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = English

Følgende engelske søgetermer er benyttet til at besvare det primære spørgsmål:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klappning og graveaktiviteter	Dumping of dredged material, dredging and dumping Dredging and disposal, disposal of dredged material	(dump* W/2 dredg*) (dredg* W/2 dispos*)
Bentisk makrofauna	Benthos Macrofauna Benthic	benthos macrofauna benthic
Artsdiversitet og -sammensætning	Species richness Species composition	(species W/2 richness) (species W/2 composition)
Individtæthed	Density	Density
Biomasse	Biomass	Biomass

Følgende search string er benyttet til avanceret søgning på Scopus:

1. ((dump* W/2 dredg*) OR (dredg* W/2 dispos*)) AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND (density OR (species W/2 richness) OR biomass OR (species W/2 composition))

** er anvendt for wildcard for at inkludere alle mulige endelser, f.eks. inkluderer dredg* både dredging, dredge og dredges.*

Operatoren W/ er anvendt for at indikere at to søgetermer maks. må være et bestemt antal ord (n) fra hinanden.

Søgningen identificerede 580 resultater. I alt blev 203 (35 %) udelukket baseret på titel, 240 (41,38 %) blev udelukket baseret på abstract og 83 (14,31 %) blev udelukket efter læsning af hele teksten.

Blandt de 580 identificerede artikler blev 54 (9,31 %) udvalgt på baggrund af følgende kriterier:

1. metaanalyser, reviews, laboratoriestudier og feltstudier af effekterne af klappning og graveaktiviteter på bentisk makrofauna;
2. heraf feltstudier fra kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder baseret på standardiserede kvantitative bundprøveanalyser (dvs. at videoanalyser er ekskluderet) af artsdiversitet, arts- og individtæthed eller af makrobentosbiomasse per arealenhed;
3. eller laboratoriestudier, der simulerer forholdene i kystnære lavvandede (<50 m) marine og estuarine områder, baseret på standardiserede kvantitative analyser af artsdiversitet, arts- og individtæthed eller af makrobentosbiomasse per arealenhed;
4. og kun felt- eller laboratoriestudier som desuden indeholder en beskrivelse af samplingsmetode, prøvestørrelse og -varians, salinitet, temperatur, dybde, bundtype og sedimentkarakteristika;
5. og kun felt- eller laboratoriestudier som analyserede påvirkningsmekanismen i forhold til en kontrol, enten før/efter klappning og graveaktiviteter, eller mellem klappede og reference områder (ikke-klappede områder);
6. og endeligt, kun studier som rapporterede kvantitative ændringer i arts- og individtæthed eller af makrobentosbiomasse, samt varighed af ændringerne; ændringer i AMBI eller et lign. biologisk indeks for forstyrrelse; eller ændringer i økologisk tilstand jf. Vandrammedirektivet.

Miljøvariable og faktorer som kan påvirke resultatet

Miljøvariable og faktorer som kan påvirke resultaterne i de identificerede artikler og rapporter, herunder temperatur, salinitet, årstid, pH, dybde, iltforhold, strømforhold og bølgepåvirkning er registreret og brugt til at vurdere, om artiklernes resultater kan være meget, middel eller kun lidt påvirkede af de pågældende variable.

Udvalgte artikler

Alle udvalgte artikler blev gemt som pdf-filer og kan om nødvendigt udleveres.

Referencer

- [1] Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand (2016). BEK nr. 833 af 27/06/2016. Miljø- og Fødevareministeriet.
- [2] Borja, A., Franco, J., Pérez, V. (2000): A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12): 1100-1114.
- [3] Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Josefson, A. (2014): Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93. <http://dce2.au.dk/pub/SR93.pdf>
- [4] Hansen, J.L.S., Josefson, A. (2014): Blødbundsfauna. Teknisk anvisning TA M19. Aarhus, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- [5] HELCOM (2015): HELCOM Guidelines for Management of Dredged Material at Sea. Helsinki, HELCOM.

- [6] Josefson, A.B., Blomkvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., Rygg, B. (2009): Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1263-1277.
- [7] Naturstyrelsen (2014): Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021. København, Naturstyrelsen.
- [8] Naturstyrelsen (2014): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. København, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning.

Grå litteratur

Angiospermer og makroalger: Kriterier for udvælgelse af grå litteratur

De samme primære spørgsmål, retningslinjer og definitioner for angiospermer og makroalger som anført i Bilag A ovenfor blev brugt i søgningen efter den grå litteratur

Al litteratur er fundet ved søgning via Google Scholar (GS) med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = ethvert dokument skrevet på dansk
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = Dansk

Følgende danske søgetermer er benyttet til at besvare spørgsmålene:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapning og graveaktiviteter	Klapning Graveaktivitet Uddybning Udgravning Dumpning Oprensning Deponering	“Klapning”
Ålegræs	Ålegræs Angiosperm	
Anden bundvegetation	Makroalger Bentiske alger Bundvegetation Bundplanter	“Bentiske alger”

Følgende er et eksempel på to search strings, der er benyttet til avanceret søgning på Google Scholar (GS):

1. "klapning" "bentiske alger" OR makroalger OR bundvegetation OR bundplanter
2. "klapning" ålegræs OR angiosperm

Klapning blev dernæst erstattet med graveaktivitet, uddybning, udgravning, dumpning, oprensning og deponering og systematisk søgt på samme måde som nævnt ovenfor for klapning.

” ” er anvendt for at sikre at de fundne resultater fra søgningen indeholder præcis de bogstaver og tegn.

Trin 1: Reporter fundet i GS (409) blev sorteret ud fra relevant titel, sprog og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medførte, at 1 artikel og 32 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra artiklen og de 32 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 1 artikel og 12 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 1 artikel og 12 rapporter indgik 2 rapporter i den endelige analyse af klapning og graveaktivitet i forhold til kvalitetselementer og støtteparametre.

Bundfauna: Kriterier for udvælgelse af grå litteratur

De samme primære spørgsmål, retningslinjer og definitioner for bundfauna som anført i Bilag A ovenfor blev brugt i søgningen efter den grå litteratur.

Al litteratur er fundet ved søgning via Google Scholar (GS) med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = ethvert dokument skrevet på dansk
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = Dansk

Følgende danske søgetermer er benyttet til at besvare spørgsmålene:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapning og graveaktiviteter	Klapning Graveaktivitet Uddybning Udgravning Dumpning Oprensning Deponering	“Klapning”
Makrofauna	Bentiske dyr Bunddyr Makrofauna Bundfauna	“Bentiske dyr”

Følgende er et eksempel på en search string, der er benyttet til avanceret søgning på Google Scholar (GS):

1. "klapning" "bentiske dyr" OR makrofauna OR bunddyr OR bundfauna

Klapning blev dernæst erstattet med graveaktivitet, uddybning, udgravning, dumpning, oprensning og deponering og systematisk søgt på samme måde som nævnt ovenfor for klapning.

” ” er anvendt for at sikre at de fundne resultater fra søgningen indeholder præcis de bogstaver og tegn.

Trin 1: Reporter fundet i GS (232) blev sorteret ud fra relevant titel, sprog og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medførte, at 42 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 42 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 5 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 5 rapporter indgik 1 rapport i den endelige analyse af klapping og graveaktivitet i forhold til kvalitetselementer og støtteparametre.

Fytoplankton (klorofyl a): Kriterier for udvælgelse af grå litteratur

De samme primære spørgsmål, retningslinjer og definitioner for fytoplankton (klorofyl a) som anført i Bilag A ovenfor blev brugt i søgningen efter den grå litteratur.

Al litteratur er fundet ved søgning via Google Scholar (GS) med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = ethvert dokument skrevet på dansk
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = Dansk

Følgende danske søgetermer er benyttet til at besvare spørgsmålene:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapping og graveaktiviteter	Klapping Graveaktivitet Uddybning Udgravning Dumpning Oprensning Deponering	“Klapping”
Fytoplankton	Fytoplankton Klorofyl Alge mikroalge	

Følgende er et eksempel på en search string, der er benyttet til avanceret søgning på Google Scholar (GS):

1. "klapping" fytoplankton OR klorofyl OR alge OR mikroalge

Klapping blev dernæst erstattet med graveaktivitet, uddybning, udgravning, dumpning, oprensning og deponering og systematisk søgt på samme måde som nævnt ovenfor for klapping.

” ” er anvendt for at sikre at de fundne resultater fra søgningen indeholder præcis de bogstaver og tegn.

Trin 1: Reporter fundet i GS (1252) blev sorteret ud fra relevant titel, sprog og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medførte, at 30 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 30 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 11 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 11 rapporter indgik ingen rapporter i den endelige analyse af klapping og graveaktivitet i forhold til kvalitetselementer og støtteparametre.

Støtteparameter - Sigtdybde: Kriterier for udvælgelse af grå litteratur

De samme primære spørgsmål, retningslinjer og definitioner i relation til sigtdybde som anført i Bilag A ovenfor blev brugt i søgningen efter den grå litteratur.

Al litteratur er fundet ved søgning via Google Scholar (GS) med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = ethvert dokument skrevet på dansk
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = Dansk

Følgende danske søgetermer er benyttet til at besvare spørgsmålene:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klapping og graveaktiviteter	Klapping Graveaktivitet Uddybning Udgravning Dumpning Oprensning Deponering	“Klapping”
Dybdegrænse	Dybdegrænse	
Lysnedtrængning	Lysnedtrængning Secchi Sigtdybde	

Følgende er et eksempel på en search string, der er benyttet til avanceret søgning på Google Scholar (GS):

1. "klapping" sigtdybde OR lysnedtrængning OR secchi OR dybdegrænse

Klapping blev dernæst erstattet med graveaktivitet, uddybning, udgravning, dumpning, oprensning og deponering og systematisk søgt på samme måde som nævnt ovenfor for klapping.

” ” er anvendt for at sikre at de fundne resultater fra søgningen indeholder præcis de bogstaver og tegn.

Trin 1: Reporter fundet i GS (92) blev sorteret ud fra relevant titel, sprog og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medførte, at 5 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 5 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 2 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 2 rapporter indgik ingen rapporter i den endelige analyse af klappning og graveaktivitet i forhold til kvalitetselementer og støtteparametre.

Støtteparameter - Ilt: Kriterier for udvælgelse af grå litteratur

De samme primære spørgsmål, retningslinjer og definitioner i relation til ilt som anført i Bilag A ovenfor blev brugt i søgningen efter den grå litteratur.

Al litteratur er fundet ved søgning via Google Scholar (GS) med søgefiltrene:

1. Document type (limit to) = ethvert dokument skrevet på dansk
2. Year (limit to) = 1990-2018
3. Language (limit to) = Dansk

Følgende danske søgetermer er benyttet til at besvare de primære spørgsmål:

Begreb	Søgeord	Søgeterm benyttet
Klappning og graveaktiviteter	Klappning Graveaktivitet Uddybning Udgravning Dumpning Oprensning Deponering	“Klappning”
Ilt	Iltkoncentration Iltindhold Iltsvind	

Følgende er et eksempel på en search string, der er benyttet til avanceret søgning på Google Scholar (GS):

1. "klappning" iltkoncentration OR iltindhold OR iltsvind

Klappning blev dernæst erstattet med graveaktivitet, uddybning, udgravning, dumpning, oprensning og deponering og systematisk søgt på samme måde som nævnt ovenfor for klappning.

” ” er anvendt for at sikre at de fundne resultater fra søgningen indeholder præcis de bogstaver og tegn.

Trin 1: Reporter fundet i GS (999) blev sorteret ud fra relevant titel, sprog og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medførte, at 11 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 11 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 4 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 4 rapporter indgik ingen rapporter i den endelige analyse af klappning og graveaktivitet i forhold til kvalitetslementer og støtteparametre.

Fysiske konstruktioner

For hver af konstruktionstyperne: Havne, sluser, dæmninger, høfder samt rørledninger og kabelføring og marin infrastruktur blev der foretaget selvstændige litteratursøgninger i databaserne Web of Science og Google scholar. I Web of Science identificeres relevante videnskabelige artikler og i Google scholar fremsøges engelsk og dansksprogede videnskabelige rapporter, der omhandler fysiske konstruktioners indvirkning på vandrammedirektivets kvalitetselementer.

For hver konstruktionstype blev søgningen kombineret med kvalitetselementerne: Bundfauna, makroalger, ålegræs, fytoplankton og støtteparametre som sigt dybde. Søgning afgrænses tidsmæssigt til perioden 1990- maj 2018

Havne

Web of science

Søgningen resulterede i 251 unikke publikationer.

Sortering ud fra relevant titel reducerede publikations listen til 27 – overført til endnote biblioteket i gruppen ”Havne WoS”.

Søgetermerne ses i tabellen herunder:

# 9	251	#8 OR #7 OR #3 OR #1 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 8	22	#5 AND #4 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 7	52	TS= ((harbour OR port) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (biodiversity OR habitat) AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 6	632	#5 OR #4 OR #3 OR #2 OR #1 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 5	108	TS= ((harbour OR port) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 4	248	TS= ((harbour OR port) AND (phytoplankton OR Chlorophyll) AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018

# 3	62	TS= ((harbour OR port) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass") AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 2	187	TS= ((harbour OR port) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 1	132	TS= ((harbour OR port)AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND (density OR species richness OR biomass OR species composition) AND (marine OR estuar* OR coast*)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018

Google scholar – engelsk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
("harbour construction" OR "harbour expansion" OR "harbour development" OR "port development" OR "port expansion" OR "port construction") AND (macroalgae OR seaweed) source:report	48
("harbour construction" OR "harbour expansion" OR "harbour development" OR "port development" OR "port expansion" OR "port construction") AND macrofauna AND (biodiversity OR biomass OR "species composition") AND (source:report)	11
("harbour construction" OR "harbour expansion" OR "harbour development" OR "port development" OR "port expansion" OR "port construction") AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR seagrass) AND (depth distribution OR coverage) source:report	46
("harbour construction" OR "harbour expansion" OR "harbour development" OR "port development" OR "port expansion" OR "port construction") AND (phytoplankton OR Chlorophyll) source:report	42
("harbour construction" OR "harbour expansion" OR "harbour development" OR "port development" OR "port expansion" OR "port construction") AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity source:report	59

Sortering ud fra titler identificerede 18 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket gruppen ”Havne eng GS”

Google scholar – dansk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
"udvidelse af *havn*" OR "etablering af *havn*" OR "anlæg* af *havn*" OR "konstruktion af *havn*"	26

Sortering ud fra titler identificerede 2 relevante publikationer disse er overført til endnote biblioteket i gruppen "Havne dk GS" (mere generelle søgninger på havne og miljøpåvirkning giver resultater om sediment forurening, effekter af sandsugning osv. – jeg antager at disse emner ligger under MFS og klappning).

Sluser

Web of science

Søgningen resulterede i 55 unikke publikationer.

Sortering efter titel resulterede i en liste på 17 relevante publikationer – overført til endnote i gruppen Sluser WoS

Søgetermerne ses i tabellen herunder:

# 7	55	#5 OR #4 OR #3 OR #2 OR #1 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 6	655	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 5	8	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 4	25	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (phytoplankton OR Chlorophyll)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 3	2	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass")) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 2	12	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (macroalgae OR algae OR Seaweed)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 1	26	TS=((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna OR benthic)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018

Google scholar – engelsk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
(Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) source:report	1360
(Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND ("species composition" OR biodiversity OR "species richness") source:report	104
(Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) source:report	56
((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass")) source:report	39
((Lock OR sluice) AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (phytoplankton OR chlorophyll) source:report	51

Sortering ud fra titler identificerede 11 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket i gruppen ”Sluser eng GS”.

Google scholar – dansk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
sluse AND (bundfauna OR zostera OR ålegræs OR makroalge OR fytoplankton OR klorofyl)	50

Sortering ud fra titler identificerede 10 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket I gruppen “Sluser dk GS”.

Dæmninger og høfder

Web of science

Søgningen resulterede i 90 unikke publikationer.

Sortering efter titel resulterede i en liste på 24 relevante publikationer – overført til endnote i gruppen ”Dæmning høfde WoS”.

Søgetermerne ses i tabellen herunder:

# 9	90	#8 OR #5 OR #4 OR #3 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 8	15	#7 AND #6 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 7	64	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 6	126	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (phytoplankton OR Chlorophyll)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 5	7	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass")) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 4	38	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (biodiversity OR habitat)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 3	37	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND ("species composition" OR biodiversity OR "species richness")) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 2	3,018	TS=((dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 1	72,440	TS=(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018

Google scholar – engelsk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) source:report	4280
(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna) AND ("species composition" OR "species richness") AND (meta-analysis* OR review) source:report	25
(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (meta-analysis* OR review) source:report	12
(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "seagrass") AND (coverage OR "depth distribution") AND (*meta* OR review) source:report	46
(dam OR barrage OR bulkhead OR pier OR groyne OR breakwater) AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (phytoplankton OR chlorophyll) AND (*meta* OR review) source:report	127

Sortering ud fra titler identificerede 11 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket i gruppen ”Dæmning høfde eng GS”.

Google scholar – dansk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
(dæmning OR høfde) AND (ålegræs OR zostera OR bundfauna OR makroalge* OR fytoplankton OR klorofyl)	23

Sortering ud fra titler identificerede 3 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket i gruppen ”Dæmning høfde dk GS”.

Rørledninger, kabelføring samt marin infrastruktur

Søgningen resulterede i 93 unikke publikationer.

Sortering efter titel resulterede i en liste på 6 relevante publikationer overført til endnote gruppen ”rør kabl mar inf WoS”.

Søgetermerne ses i tabellen herunder:

# 8	93	#7 OR #6 OR #5 OR #4 OR #3 Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 7	34	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 6	29	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (phytoplankton OR Chlorophyll)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 5	2	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "sea grass")) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 4	28	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (macro algae OR algae OR Seaweed)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 3	17	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND ("species composition" OR biodiversity OR "species richness")) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 2	2,247	TS=((pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018
# 1	135,012	TS=(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=1990-2018

Google scholar – engelsk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) source:report	3590
(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (benthos OR macrofauna) AND ("species composition" OR "species richness") AND (meta-analysis OR review) source:report	127
(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (macro algae OR algae OR Seaweed) AND (meta-analysis* OR review) source:report	4
(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (Zostera OR Eelgrass OR Angiosperm OR "seagrass") AND (coverage OR "depth distribution") AND (*meta* OR review) source:report	19
(pipeline OR cable OR "marine infrastructure") AND (marine OR estuar OR coast) AND (light attenuation OR secchi OR Water clarity OR turbidity) AND (phytoplankton OR chlorophyll) AND (*meta* OR review) source:report	57

Sortering ud fra titler identificerede 10 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket i gruppen ”Rør kabl mar inf eng GS”.

Google scholar – dansk ”grå” litteratur

Søgestreng:

Søgestreng	Resultat
(rørledning OR kabel* OR "marin infrastruktur") AND (kyst OR marin*) AND (ålegræs OR zostera OR bundfauna OR makroalge* OR fytoplankton OR klorofyl)	78

Sortering ud fra titler identificerede 9 relevante publikationer, disse er overført til endnote biblioteket i gruppen ”rør kabl mar inf dk GS”.

Fiskeri

Definitioner

1. Fiskeri med bundsløbende redskaber omfatter aktivt fiskeri, der foregår med bundtrawl, bomtrawl, snurrevod eller skaldyrsskrabere.
2. Bundfauna er defineret som de bunddyr, der tilbageholdes i en sigte med en maskevidde på 1 mm.
3. Artstæthed og individtæthed er defineret som det antal bunddyrsarter og -individer, der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (for eksempel, HAPS, van Veen eller Smith-McIntyre).
4. Blød bund er defineret som havbund, hvor der kan tages prøver med bundhenter, og som typisk består af sand, mudder eller sandblandet mudder.
5. Kystnære farvande er primært defineret som farvandsområder, der ligger mindre end 1 sømil fra basislinjen (som i vandrammedirektivet). Men den inddragede litoratur omfatter også farvande, hvor vanddybden ikke overstiger 50 m.
6. Turbiditet er defineret som mængden af suspenderede faste stoffer i vandsøjlen og er en vigtig indikator for vandkvaliteten. Disse faste stoffer, der ofte omfatter silt, ler, alger, organisk materiale og andre småpartikler, hindrer transmissionen af lys gennem vandet og giver en kvalitativ egenskab kendt som turbiditet.
7. DKI (blødbundsfaunaindekset) beregnes på baggrund af AMBI-indekset jf. Borja *et al.* (2000), der klassificerer arter afhængigt af deres tolerance/sensitivitet over for forstyrrelser, Shannon diversitetsindeks (H), og antallet af individer (N). AMBI og Shannon indeks standardiseres begge mht. salinitet.
8. Ålegræssets dybdeudbredelse i form af hovedudbredelsen (største dybde med \geq 10% dækning) indgår som et af de tre EU-interkalibrerede biologiske kvalitetselementer til vurdering af miljøtilstanden af danske kystvandområder jf. pkt. 9.1.3 i 'Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021' (Naturstyrelsen, 2014). Grænseværdien for god/moderat økologisk tilstand er fastsat til 74% af referencetilstanden (EQR = 0,74). Referencetilstanden for hovedudbredelsen defineres som 90% fraktil af den historisk dybeste registrerede dybdegrænse jf. bekendtgørelse nr. 833 af 27/06/2016 (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016).
9. Lysnedtrængning (målt som sigtdybde eller svækkelseskoefficient (Kd)) er et mål for vandets klarhed og støtteparameter for vurderingen af potentialet for tilstedeværelsen af ålegræs. Krav-værdien for god økologisk tilstand udtrykker et minimum lyskrav ved bunden på 14% af indstrålingen ved overfladen som nødvendigt for vækst af ålegræs ved den måldybde, der er fastlagt som miljømålskriterieværdien (pkt. h). Kravværdierne til Kd varierer fra 0,2 til 1,5 for de 105 kystvandområder, der er miljømålssat for ålegræs. En Kd-værdi (gennemsnit marts-september) under kravværdien (dvs. større lys-nedtrængning end kravværdien) understøtter god økologisk status. Enkelte områder er ikke miljømålssat for ålegræs, da saliniteten er for lav til at understøtte vækst af ålegræs.
10. Iltsvindsindholdet er støtteparameter for ålegræs, fytoplankton og DKI. Lave iltkoncentrationer eller iltsvind påvirker ålegræs negativt, og iltsvindsbetinget næringsstoffrigivelse fra sedimentet fører til øgede mængder af fytoplankton, hvilket resulterer i mindre lys til bundvegetationen. Iltsvindsfrekvensen udtrykker den procentdel af tiden, hvor iltkoncentrationen falder under hhv. 4 mg L⁻¹ for moderat iltsvind og 2 mg L⁻¹ for kraftigt iltsvind. Kravværdierne er mindre end 50 % for

moderat iltsvind og mindre end 10 % for kraftigt iltsvind. Begge krav skal være opfyldt for at understøtte god økologiske tilstand.

Bundfauna

Med reference til hvert af nedestående to primære spørgsmål for interaktionen mellem presfaktoren fiskeri og kvalitetselementet bundfauna blev to grupper af søgestreng (a og b) anvendt i SCOPUS. Der blev først søgt i alle dokumenttyper (artikler, reviews, reports, mm.) i titel, abstract og nøgleord (TITLE-ABS-KEY). Med 1732 hits for spørgsmål a blev søgetermerne for fiskeredskaberne ("trawl*", "dredg*", "sein*") specificeret mere ud (punkt a.2 nedenfor), således at det engelske ord for udgravning/uddybning af havbund og for råstofindvinding ("dredging") ekskluderes af søgningen sammen med søgetermen "sein*", som ligeledes viste sig at tilføje en del irrelevante publikationer. I 3. søgning for spørgsmål a blev hits for redskabsstudier med lille habitatype-relevans sorteret fra (såsom publikationer om undersøgelser i ferskvand, dybhavet og på det åbne hav langt fra kysten), hvilket resulterede i 626 hits. På den baggrund blev kriterierne for habitatype relevans skærpet yderligere gennem 2 sammenhængende skridt; først en ny søgning udelukkende på habitatype (a.4), der resulterede i 183 301 hits og derefter blev søgning a.3 og a.4 kombineret i søgning a.5, der resulterede i 172 hits. I søgning a.6 blev årene før 1990 sorteret fra, hvilket resulterede i et endeligt antal hits på 164. For spørgsmål b resulterede første søgning (b.1) i 25 hits.

a) Kan den dødelighed som fiskeri med bundsløbende redskaber påfører den benthiske makrofauna på blød bund i kystnære tempererede farvande ændre arts- og individtætheden således at kvalitetselementet bliver påvirket?

1. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habitat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*) OR (densit*) OR (species W/1 richness) OR (species W/1 composition*) OR (biomass*))))) - **1,732 document results**
2. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habitat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*) OR (

densit*) OR (species W/1 richness) OR (species W/1 composition*) OR (biomass*)))) - **927 document results**

3. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habitat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*) OR (densit*) OR (species W/1 richness) OR (species W/1 composition*) OR (biomass*)))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*) OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical))))) - **626 document results**
4. TITLE-ABS-KEY ((dki) OR (bqi) OR (north W/1 sea) OR (skagerrak) OR (kattegat) OR (baltic W/1 sea) OR (soft-bottom) OR (soft W/1 bottom) OR (soft-sediment*) OR (soft W/1 sediment*) OR (sandy-bottom) OR (sand* W/1 sediment*) OR (sand* W/1 bottom*) OR (muddy-bottom) OR (mud* W/1 sediment*) OR (mud* W/1 bottom*) OR (fine W/1 sediment*) OR (sedimentary) OR (fine W/1 bottom*)) - **183,301 document results**
5. (TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habitat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*) OR (densit*) OR (species W/1 richness) OR (species W/1 composition*) OR (biomass*)))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*) OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical)))))) AND (TITLE-ABS-KEY ((dki) OR (bqi) OR (north W/1 sea) OR (skagerrak) OR (kattegat) OR (baltic W/1

sea) OR (soft-bottom) OR (soft W/1 bottom) OR (soft-sedi-
ment*) OR (soft W/1 sediment*) OR (sandy-bottom) OR (sand*
W/1 sediment*) OR (sand* W/1 bottom*) OR (muddy-bottom)
OR (mud* W/1 sediment*) OR (mud* W/1 bottom*) OR (fine
W/1 sediment*) OR (sedimentary) OR (fine W/1 bottom*)) -
172 document results

6. (TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habitat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*) OR (densit*) OR (species W/1 richness) OR (species W/1 composition*) OR (biomass*))))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*) OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical))))) AND (TITLE-ABS-KEY ((dki) OR (bqi) OR (north W/1 sea) OR (skagerrak) OR (kattegat) OR (baltic W/1 sea) OR (soft-bottom) OR (soft W/1 bottom) OR (soft-sedi-
ment*) OR (soft W/1 sediment*) OR (sandy-bottom) OR (sand*
W/1 sediment*) OR (sand* W/1 bottom*) OR (muddy-bottom)
OR (mud* W/1 sediment*) OR (mud* W/1 bottom*) OR (fine
W/1 sediment*) OR (sedimentary) OR (fine W/1 bottom*)))
AND (EXCLUDE (PUBYEAR , 1989) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1984) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1983) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1982) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1981) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1979) OR EXCLUDE (PUBYEAR , 1974))) - **164 document results**

- b) Kan fiskeriets reduktion af mængden af demersale fisk reducere prædationstryk-
ket på den benthiske makrofauna og derigennem ændre dens arts- og individtæt-
hed?

TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND ((benthos) OR (invertebrate*) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (benthic W/1 communit*) OR (seabed W/1 habi-
tat) OR (seabed W/1 communit*) OR (zoobenthos))) AND (((fish W/1 predat*) OR (predation W/1 press*))))) - **25 document results**

Ved den endelige formulering af søgestrengen blev der identificeret hhv. 164 og 25 artikler med relevans for de to ovennævnte primærspørgsmål. Titel, Abstract og keywords for hver artikel blev gennemgået og artiklen eventuelt sorteret fra ud fra nedenstående kriterier.

1. Artikler hvor redskabstermerne er anvendt til at beskrive videnskabelige prøve-tagningsredskaber med fokus på analyser af de indsamlede organismer og altså uden information om redskabspåvirkninger af kvalitetselementerne fra hverken videnskabelige eller kommercielle fiskeredskaber. **(a:25), (b:7)**
2. Artikler hvor termen ”dredge” i relation til kvalitetselementet udelukkende er anvendt til at beskrive råstofindvinding fra havbunden eller udgravning af f.eks. sejlrender. **(a:1), (b:3)**
3. Artikler hvor i) søgetermerne er perifere i forhold til det primære analysefokus - og kvalitetselementet altså ikke er genstand for en målrettet analyse, eller ii) artikler hvor analyserne er af indirekte eller teoretisk karakter og ikke indeholder analyser af primære data, eller iii) artikler hvor der er fokus på relative effekter f.eks. af forskellige trawlredskaber. **(a:60), (b:7)**
4. Artikler med i) analyser i ferskvand, dybhavet, Arktis, eller tropiske farvande, eller ii) artikler med undersøgelsesområder der ikke omfatter tempererede farvande på dybder under 100 meter. **(a:35), (b:5)**

De tilbageværende 46 artikler danner grundlaget for reviewet om påvirkningen af bundfaunaen fra presfaktoren fiskeri sammen med 14 artikler (markeret med fed skrift) tilføjet under kvalitetssikringen af fiskeri og bundfauna eksperter fra Aarhus Universitet

- [1] Bergman, M.J.N., Hup, M. Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern north sea (1992) ICES Journal of Marine Science, 49 (1), pp. 5-11. Cited 151 times.
- [2] Bergman, M.J.N., Van Santbrink, J.W. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994 (2000) ICES Journal of Marine Science, 57 (5), pp. 1321-1331. Cited 91 times.

- [3] Bergman, M.J.N., Ubels, S.M., Duineveld, G.C.A., Meesters, E.W.G. Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone (2015) *ICES Journal of Marine Science*, 72 (3), pp. 962-972. Cited 5 times.
- [4] **Borja, A., Franco, J., Perez, V. A marine Biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within the European estuarine and coastal environments (2000) *Mar Poll. Bull.* 40: 1100- 1114.**
- [5] **Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Mrkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J.M., Marques, J.C., Mazik, K., Muxika, I., Neto, J.M., Norling, K., Rodríguez, J.G., Rosati, I., Rygg, B., Teixeira, H., Trayanova, A. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems (2011) *Marine Pollution Bulletin* 62: 499-513**
- [6] **Borja, A., Marín, S.L., Muxika, I., Pino, L., Rodríguez, J.G. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? (2015) *Marine Pollution Bulletin* 97:85-94**
- [7] Callaway, R., Alsvåg, J., De Boois, I., Cotter, J., Ford, A., Hinz, H., Jennings, S., Kröncke, I., Lancaster, J., Piet, G., Prince, P., Ehrich, S. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea (2002) *ICES Journal of Marine Science*, 59 (6), pp. 1199-1214. Cited 93 times.
- [8] Callaway, R., Engelhard, G.H., Dann, J., Cotter, J., Rumohr, H. A century of North Sea epibenthos and trawling: Comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000 (2007) *Marine Ecology Progress Series*, 346, pp. 27-43. Cited 50 times.
- [9] Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. A quantitative analysis of fishing impacts shelf-sea benthos (2000) *Journal of Animal Ecology*, 69 (5), pp. 785-798. Cited 376 times.
- [10] **Collie, J.S., Escanero, G.A., Valentine, P.C. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of georges bank (1997) *Marine Ecology Progress Series*, pages 159–172.**
- [11] De Juan, S., Thrush, S.F., Demestre, M. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea) (2007) *Marine Ecology Progress Series*, 334, pp. 117-129. Cited 102 times.
- [12] van Denderen, P.D., van Kooten, T., Rijnsdorp, A.D. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs (2013) *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280 (1769), art. no. 20132531, . Cited 20 times.

- [13] van Denderen, P.D., Hintzen, N.T., Rijnsdorp, A.D., Ruardij, P., van Kooten, T. Habitat-Specific Effects of Fishing Disturbance on Benthic Species Richness in Marine Soft Sediments (2014) *Ecosystems*, 17 (7), 10 p. Cited 13 times.
- [14] Diesing, M., Stephens, D., and Aldridge, J. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea (2013) *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1085–1096.
- [15] Dulvy, N.K., Mitchell, R.E., Watson, D., Sweeting, C.J., Polunin, N.V.C. Scale-dependant control of motile epifaunal community structure along a coral reef fishing gradient (2002) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 278 (1), pp. 1-29. Cited 34 times.
- [16] Duplisea, D.E., Jennings, S., Warr, K.J., Dinmore, T.A. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure (2002) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (11), pp. 1785-1795. Cited 79 times.
- [17] Frid, C.L.J., Harwood, K.G., Hall, S.J., Hall, J.A. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds (2000) *ICES Journal of Marine Science*, 57 (5), pp. 1303-1309. Cited 67 times.
- [18] Frid, C.L.J., Garwood, P.R., Robinson, L.A. The North Sea benthic system: A 36 year time-series (2009) *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89 (1), pp. 1-10. Cited 16 times
- [19] Gislason, H., Bastardie, F., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Eigaard, O.R. Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling (2017) *Ecological Indicators*, 82, pp. 260-270. Cited 1 time.
- [20] Groenewold, S., Fonds, M. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea (2000) *ICES Journal of Marine Science*, 57 (5), pp. 1395-1406. Cited 92 times.
- [21] **Hall, S.J. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 1994.**
- [22] **Hansen, J.L. and Blomqvist, M. Effekt af Bundtrawling på Bundfaunasamfund i Kattegat (2018) Videnskabelig rapport fra DCE nr. 256**
- [23] **Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., Bund, W. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future (2010) *Science of the Total Environment* 408: 4007-4019**
- [24] Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats (2006) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (4), pp. 721-736. Cited 165 times.

- [25] Hiddink, J.G., Rijnsdorp, A.D., Piet, G. Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? (2008) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 (7), pp. 1393-1401. Cited 40 times.
- [26] Hiddink, J.G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., Kaiser, M.J., Sköld, M., Jonsson, P., Bastardie, F., Hinz, H. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors (2016) *Journal of Applied Ecology*, 53 (5), pp. 1500-1510. Cited 8 times.
- [27] Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance (2017) *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (31), pp. 8301-8306. Cited 8 times.
- [28] Hily, C., Le Loc'h, F., Grall, J., Glémarec, M. Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing (2008) *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 (2), pp. 413-425. Cited 30 times
- [29] Hinz, H., Hiddink, J.G., Forde, J., Kaiser, M.J. Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance (2008) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 (4), pp. 723-732. Cited 7 times
- [30] Hinz, H., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Pantin, J.R., Monnington, J., Zalewski, A., Kaiser, M.J., Sköld, M., Jonsson, P., Bastardie, F., Hiddink, J.G. Stable isotopes reveal the effect of trawl fisheries on the diet of commercially exploited species (2017) *Scientific Reports*, 7 (1), art. no. 6334, .Cited 1 time.
- [31] Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Warr, K.J. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities (2001) *Marine Ecology Progress Series*, 213, pp. 127-142. Cited 129 times.
- [32] Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E. Trawling disturbance can modify benthic production processes (2001) *Journal of Animal Ecology*, 70 (3), pp. 459-475. Cited 149 times.
- [33] Jennings, S., Nicholson, M.D., Dinmore, T.A., Lancaster, J.E. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities (2002) *Marine Ecology Progress Series*, 243, pp. 251-260. Cited 54 times.
- [34] **Jennings, S. and Kaiser, M.J. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems (1998) In A. J. S. a. P. A. T. J.H.S. Blaxter, editor, *Advances in Marine Biology*, volume 34, pages 201–352.**
- [35] **Josefson, A., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., Rygg, B. Assessment of of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of differen Scandinavian multi-metric indices (2009) *Mar Poll. Bull* 58: 1263-1277.**

- [36] Kaiser, M.J., Spencer, B.E. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats (1996) *Journal of Animal Ecology*, 65 (3), pp. 348-358. Cited 202 times.
- [37] Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing (2006) *Marine Ecology Progress Series*, 311, pp. 1-14. Cited 308 times.
- [38] **Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. Theoretical and Practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters (2009) *Mar. poll. Bull.* 58: 1286-1296.**
- [39] Lindegarth, M., Valentinsson, D., Hansson, M., Ulmestrand, M. Effects of trawling disturbances on temporal and spatial structure of benthic soft-sediment assemblages in Gullmarsfjorden, Sweden (2000) *ICES Journal of Marine Science*, 57 (5), pp. 1369-1376. Cited 28 times.
- [40] Lindholm, J., Gleason, M., Kline, D., Clary, L., Rienecke, S., Cramer, A., Los Huertos, M. Ecological effects of bottom trawling on the structural attributes of fish habitat in unconsolidated sediments along the central California outer continental shelf (2015) *Fishery Bulletin*, 113 (1), pp. 82-96. Cited 3 times.
- [41] McConnaughey, R.A., Syrjala, S.E. Short-term effects of bottom trawling and a storm event on soft-bottom benthos in the eastern Bering Sea (2014) *ICES Journal of Marine Science*, 71 (9), pp. 2469-2483. Cited 4 times
- [42] Nilsson, H.C., Rosenberg, R. Effects on marine sedimentary habitats of experimental trawling analysed by sediment profile imagery (2003) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286, pp. 453-463. Cited 14 times.
- [43] Noack, T., Madsen, N., Mieske, B., Frandsen, R.P., Wieland, K., Krag, L.A. Estimating escapement of fish and invertebrates in a Danish anchor seine (2017) *ICES Journal of Marine Science*, 74 (9), pp. 2480-2488.
- [44] Pommer, C.D., Olesen, M., Jhansen, Ø.L.S. Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat (2016) *Marine Ecology Progress Series*, 548, pp. 47-60. Cited 8 times.
- [45] **Ragnarsson, A.R., Lindegarth, M. Testing the hypothesis about temporary and persistent effects of otter trawling on infauna: change in diversity rather than abundance (2009) *Marine Ecology Progress Series* 385: 51-64**
- [46] **Ramsay, K., Kaiser, M.J., and Hughes, R.N. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats (1998) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224 (1):73–89**
- [47] Reiss, H., Greenstreet, S.P.R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F., Robinson, L., Wolff, W.J., Kröncke, I. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area (2009) *Marine Ecology Progress Series*, 394, pp. 201-213. Cited 23 times.

- [48] Rosenberg, R., Nilsson, H.C., Grémare, A., Amouroux, J.-M. Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery (2003) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286, pp. 465-477. Cited 23 times.
- [49] **Scheffer, M., Carpenter, S., & de Young, B. Cascading effects of overfishing marine systems (2005) *Trends in Ecology & Evolution*, 20(11), 579-581.**
- [50] Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages (2002a) *Marine Biology*, 140 (1), pp. 83-93. Cited 74 times.
- [51] Schratzberger, M., Jennings, S. Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities (2002b) *Marine Biology*, 141 (5), pp. 991-1000. Cited 38 times.
- [52] Sciberras, M., Parker, R., Powell, C., Robertson, C., Kröger, S., Bolam, S., Geert Hiddink, J. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments (2016) *Limnology and Oceanography*, 61 (6), pp. 2076-2089. Cited 8 times.
- [53] Sciberras, M., Tait, K., Brochain, G., Hiddink, J.G., Hale, R., Godbold, J.A., Solan, M. Mediation of nitrogen by post-disturbance shelf communities experiencing organic matter enrichment (2017) *Biogeochemistry*, 135 (1-2), pp. 135-153.
- [54] Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis (2018) *Fish and Fisheries*, . Article in Press.
- [55] Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C., Bartolino, V. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat (2018) *Marine Ecology Progress Series*, 586, pp. 41-55.
- [56] Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale (2006) *Marine Ecology Progress Series*, 318, pp. 31-45. Cited 152 times.
- [57] **Tremblay-Boyer, L., Gascuel, D., Watson, R., Christensen, V., & Pauly, D. Modelling the effects of fishing on the biomass of the world's oceans from 1950 to 2006 (2011) *Marine Ecology Progress Series*, 442, 169-185.**
- [58] Tuck, I.D., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E., Basford, D.J. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch (1998) *Marine Ecology Progress Series*, 162, pp. 227-242. Cited 153 times.
- [59] Veale, L.O., Hill, A.S., Hawkins, S.J., Brand, A.R. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats (2000) *Marine Biology*, 137 (2), pp. 325-337. Cited 63 times.

[60] Vorberg, R. Effects of shrimp fisheries on reefs of Sabellaria spinulosa (Polychaeta) (2000) ICES Journal of Marine Science, 57 (5), pp. 1416-1420. Cited 15 times.

Makroalger

Primære spørgsmål

- a) Kan fiskeri med bundsløbende redskaber påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætte deres vækst og reproduktion, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?
- b) Kan sedimentering af det bundmateriale, som fiskeri med bundsløbende redskaber kan ophvirvle, tildække makroalger, så kvalitetselementet påvirkes negativt?

Med reference til begge ovenstående primære spørgsmål blev nedenstående 3. søgestreng anvendt i SCOPUS. Der blev i første omgang søgt i alle dokumenttyper (artikler, reviews, reports, mm.) i titel, abstract og nøgleord (TITLE-ABS-KEY).

Med over 300 hits på 1. søgning blev søgetermerne for fiskeredskaberne ("trawl*", "dredg*", "sein*") specificeret mere ud (se eventuelt punkt 2 nedenfor), således at det engelske ord for udgravning/uddybning af havbund og for råstofindvinding ("dredging") ekskluderes af søgningen sammen med søgetermen "sein*", som ligeledes viste sig at tilføje en del irrelevante publikationer. I 3. søgning blev hits for redskabsstudier med lille habitattype relevans sorteret fra (publikationer om undersøgelser i ferskvand, dybhavet og på det åbne hav langt fra kysten), hvilket bragte antallet af hits ned på **63**.

1. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND (macroalgae) OR (seaweed*) OR (algae) OR (maerl) OR (epiflora) OR (multicellular W/1 algae))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*)))) - **348 document results**
2. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((macroalgae) OR (seaweed*) OR (algae) OR (maerl) OR (epiflora) OR (multicellular W/1 algae))) AND (((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*)))) - **87 document results**

3. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((macroalgae) OR (seaweed*) OR (algae) OR (maerl) OR (epiflora) OR (multicellular W/1 algae))) AND ((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*)))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*) OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical))))) - **63 document results**

Ved den endelige formulering af søgestrengen blev der identificeret **63** artikler med relevans for de to ovennævnte primærspørgsmål. Titel, Abstract og key-words for hver artikel blev gennemgået og eventuelt sorteret fra ud fra nedenstående kriterier.

1. Redskabstermerne er anvendt til at beskrive videnskabelige prøvetagningsredskaber med fokus på analyser af de indsamlede organismer og altså helt uden information om redskabspåvirkninger af kvalitetselementerne fra hverken videnskabelige eller kommercielle fiskeredskaber. **18**
2. Redskabstermerne er udelukkende anvendt som negation (f.eks. at der i undersøgelsesområdet ikke foregår "trawl" fiskeri). **2**
3. Termen "dredge" i relation til kvalitetselementet udelukkende er anvendt til at beskrive råstofindvinding fra havbunden eller udgravning af f.eks. sejlrender. **1**
4. Termerne "macroalgae", "seaweed", "algae", "maerl", "epiflora" og "multicellular algae" er anvendt som reference til et andet studie/eksempel for en sammenligning af ikke-fiskeripåvirknings karakter (e.g. "Maerl grounds are comparable to sea grass beds in terms of their high biodiversity"), eller termerne er perifere i forhold til det primære analysefokus, og kvalitetselementet altså ikke er genstand for en målrettet analyse. **24**
5. Redskabstermerne er udelukkende anvendt fordi fiskeriet med disse redskaber er analyseret som en genstand for påvirkning/presfaktor (e.g. To assess the impact of the algae bloom on the coastal fishery resources of the region, the fish landing data of five gears such as outboard trawl net...) og kvalitetselementet derfor ikke er genstand for en analyse.
6. Termen "algae" referer til planktoniske alger og ikke makroalger. **7**
7. Analyser i ferskvand, dybhavet, Arktis, eller tropiske farvande. **3**

De tilbageværende 8 artikler danner grundlaget for reviewet om påvirkningsmekanismer af fiskeri på makroalger sammen med 3 artikler tilføjet under kvalitetssikring af eksperter hos Aarhus Universitet (markeret med fed skrift):

- [1] Ordines, F., Ramón, M., Rivera, J., Rodríguez-Prieto, C., Farriols, M.T., Guisjarro, B., Pasqual, C., Massutí, E. Why long term trawled red algae beds off Balearic Islands western Mediterranean still persist? (2017) *Regional Studies in Marine Science*, 15, pp. 39-49.
- [2] Bordehore, C., Ramos-Esplá, A.A., Riosmena-Rodríguez, R. Comparative study of two maerl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula (2003) *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 (SUPPL. 1), pp. S43-S54. Cited 45 times
- [3] Hall-Spencer, J.M., Moore, P.G. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats (2000) *ICES Journal of Marine Science*, 57 (5), pp. 1407-1415. Cited 133 times
- [4] Hall-Spencer, J. Conservation issues relating to maerl beds as habitats for molluscs (1998) *Journal of Conchology*, 36 (SPEC. ISS. 2), pp. 271-286. Cited 42 times.
- [5] Stewart, B.D., Howarth, L.M. Quantifying and Managing the Ecosystem Effects of Scallop Dredge Fisheries (2016) *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 40, pp. 585-609. Cited 2 times.
- [6] Kamenos, N.A., Moore, P.G., Hall-Spencer, J.M. Attachment of the juvenile queen scallop (*Aequipecten opercularis* (L.)) to maerl in mesocosm conditions; juvenile habitat selection (2004) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 306 (2), pp. 139-155. Cited 33 times.
- [7] Airoidi, L., Beck, M.W. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe (2007) *Oceanography and Marine Biology*, 45, pp. 345-405. Cited 503 times.
- [8] Steller, D.L., Riosmena-Rodríguez, R., Foster, M.S., Roberts, C.A. Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance (2003) *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 (SUPPL. 1), pp. S5-S20. Cited 125 times.
- [9] **Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future (2002) *Environmental conservation*, 29(4), 436-459.**
- [10] **Steneck, R. S., Vavrinec, J., & Leland, A. V. Accelerating trophic-level dysfunction in kelp forest ecosystems of the western North Atlantic (2004) *Ecosystems*, 7(4), 323-332.**
- [11] **Steneck, R. S., Leland, A., McNaught, D. C., & Vavrinec, J. Ecosystem flips, locks, and feedbacks: the lasting effects of fisheries on Maine's kelp forest ecosystem (2013) *Bulletin of Marine Science*, 89(1), 31-55.**

Blomsterplanter (Ålegræs)

Primære spørgsmål

- a) Kan fiskeri med bundsløbende redskaber løsrive ålegræs eller nedsætte deres vækst og reproduktion, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?
- b) Kan sedimentering af det bundmateriale, som fiskeri med bundsløbende redskaber kan ophvirvle, tildække ålegræs, så kvalitetselementet påvirkes negativt?

Med reference til begge ovenstående primære spørgsmål blev nedenstående tre søgestrengte anvendt i SCOPUS. Der blev i første omgang søgt i alle dokumenttyper (artikler, reviews, reports, mm.) i titel, abstract og nøgleord (TITLE-ABS-KEY). Med næsten 300 hits på 1. søgning blev søgetermerne for fiskeredskaberne (" trawl*", "dredg*", "sein*") specificeret mere ud (punkt 2 nedenfor), således at det engelske ord for udgravning/uddybning af havbund og for råstofindvinding ("dredging") ekskluderes af søgningen sammen med søgetermen "sein*", som ligeledes viste sig at tilføje en del irrelevante publikationer. I 3. søgning blev hits for redskabsstudier med lille habitattype-relevans sorteret fra (publikationer om undersøgelser i ferskvand, dybhavet og på det åbne hav langt fra kysten), hvilket bragte antallet af hits ned på 77.

1. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND ((angiosperm*) OR (seagrass*) OR (sea W/1 grass*) OR (eelgrass*) OR (eel W/1 grass*) OR (zostera*))) AND ((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*)))) - **298 document results**
2. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((angiosperm*) OR (seagrass*) OR (sea W/1 grass*) OR (eelgrass*) OR (eel W/1 grass*) OR (zostera*))) AND ((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*)))) - **102 document results**
3. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((angiosperm*) OR (seagrass*) OR (sea W/1 grass*) OR (eelgrass*) OR (eel W/1 grass*) OR (zostera*))) AND ((interaction*) OR (impact*) OR (relation*) OR (effect*))))

AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*)
OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical)))) - **77 document results**

Ved den endelige formulering af søgestrengen blev der identificeret 77 artikler med relevans for de to ovennævnte primærspørgsmål. Titel, Abstract og key-words for hver artikel blev gennemgået og eventuelt sorteret fra ud fra nedenstående kriterier:

1. Redskabstermerne er anvendt til at beskrive videnskabelige prøvetagningsredskaber med fokus på analyser af de indsamlede organismer og altså uden information om redskabspåvirkninger af kvalitetselementerne fra hverken videnskabelige eller kommercielle fiskeredskaber. **31**
2. Termen "dredge" i relation til kvalitetselementet er udelukkende anvendt til at beskrive råstofindvinding fra havbunden eller udgravning af f.eks. sejlrender. **1**
3. Artikler hvor i) søgetermene "angiosperm", "seagrass", "sea W/1 grass", "eelgrass", "eel W/1 grass", "zostera" er anvendt som reference til et andet studie/eksempel for en sammenligning af ikke-fiskeripåvirknings karakter (e.g. "Maerl grounds are comparable to sea grass beds in terms of their high biodiversity"), eller ii) termene er meget perifere (typisk oplyst som habitat type) i forhold til det primære analysefokus - og kvalitetselementet altså ikke er genstand for en målrettet analyse, eller iii) analyserne er af indirekte eller teoretisk karakter og ikke indeholder analyser af primære data, eller iv) artikler hvor der er fokus på relative effekter f.eks. af forskellige trawlredskaber. **30**
4. Analyser i ferskvand, dybhavet, Arktis, eller tropiske farvande. **4**

De tilbageværende 11 artikler danner grundlaget for reviewet om mekanismer for fiskeripåvirkning af ålegræs sammen med 4 artikler tilføjet under kvalitetssikring af eksperter hos Aarhus Universitet (markeret med fed skrift):

- [1] Airoldi, L., Beck, M.W. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe (2007) *Oceanography and Marine Biology*, 45, pp. 345-405. Cited 503 times.
- [2] **Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., & Åberg, P. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing (2012) *Marine Ecology Progress Series*, 451, 61-73.**
- [3] Bishop, M.J., Peterson, C.H., Summerson, H.C., Gaskill, D. Effects of harvesting methods on sustainability of a bay scallop fishery: Dredging uproots seagrass and displaces recruits (2005) *Fishery Bulletin*, 103 (4), pp. 712-719. Cited 10 times.

- [4] Boudouresque, C.F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., Verlaque, M. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: A critical review (2009) *Botanica Marina*, 52 (5), pp. 395-418. Cited 130 times.
- [5] Brodersen, K.E., Hammer, K.J., Schrammeyer, V., Floytrup, A., Rasheed, M.A., Ralph, P.J., Kühl, M., Pedersen, O. Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H₂S intrusion (2017) *Frontiers in Plant Science*, 8, art. no. 657, . Cited 5 times.
- [6] Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K., Windolf, J. Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark (2013) *Hydrobiologia*, 704 (1), pp. 293-309. Cited 17 times.
- [7] Fonseca, M.S., Foltz, C., Thayer, G.W., Chester, A.J. Impact of Scallop Harvesting on Eelgrass (*Zostera Marina*) Meadows: Implications for Management (1984) *North American Journal of Fisheries Management*, 4 (3), pp. 286-293. Cited 38 times.
- [8] González-Correa, J.M., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Valle, C., Sánchez-Jerez, P., Ruiz, J.M. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling (2005) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320 (1), pp. 65-76. Cited 77 times.
- [9] **Heck, K. L., & Valentine, J. F. The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems (2007) *Estuaries and Coasts*, 30(3), 371-381.**
- [10] Kiparissis, S., Fakiris, E., Papatheodorou, G., Geraga, M., Kornaros, M., Kapariotis, A., Ferentinis, G. Illegal trawling and induced invasive algal spread as collaborative factors in a *Posidonia oceanica* meadow degradation (2011) *Biological Invasions*, 13 (3), pp. 669-678. Cited 19 times.
- [11] Martin, M.A., Sanchez Lizaso, J.L., Ramos Espla, A.A. Quantification of the impact of otter trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 seagrass meadows [Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813] (1997) *Publicaciones Especiales - Instituto Español de Oceanografía*, 23, pp. 243-253. Cited 23 times.
- [12] **Maxwell, P. S., Eklöf, J. S., van Katwijk, M. M., O'brien, K. R., de la Torre-Castro, M., Boström, C., ... & van der Heide, T. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—a review (2017) *Biological Reviews*, 92(3), 1521-1538.**
- [13] Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., Kopp, B.S. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: Dragging impacts and habitat recovery (2005) *Marine Ecology Progress Series*, 285, pp. 57-73. Cited 54 times.
- [14] **F. T. Short and S. Wyllie-Echeverria. Natural and human-induced disturbance of seagrasses (1996) *Environmental conservation*, 23(1):17–27.**

- [15] Strydom, S., McMahon, K., Kendrick, G.A., Statton, J., Lavery, P.S. Seagrass *Halophila ovalis* is affected by light quality across different life history stages (2017) *Marine Ecology Progress Series*, 572, pp. 103-116. Cited 5 times.

Fytoplakton

Med reference til hvert af fire nedenstående primære spørgsmål for interaktionen mellem presfaktoren fiskeri og kvalitetselementet fytoplankton blev nedenstående fire grupper af søgestreng (a, b, c, d) anvendt i SCOPUS. Der blev først søgt i alle dokumenttyper (artikler, reviews, reports, mm.) i titel, abstract og nøgleord (TITLE-ABS-KEY). Med hhv. 133, 158, 104 og 75 hits for spørgsmål a, b, c og d blev søgetermerne for fiskeredskaberne ("trawl*", "dredg*", "sein*") specificeret mere ud (punkterne a.2, b.2, c.2 og d.2 nedenfor), således at det engelske ord for udgravning/uddybning af havbund og for råstofindvinding ("dredging") ekskluderes af søgningen sammen med søgetermen "sein*", som ligeledes viste sig at tilføje en del irrelevante publikationer. I 3. søgning for spørgsmål a, b og c blev hits for redskabsstudier med lille habitattype-relevans sorteret fra (såsom publikationer om undersøgelser i ferskvand, dybhavet og på det åbne hav langt fra kysten)

- a) Kan resuspension af bundmateriale, forårsaget af fiskeri med bundsløbende redskaber, øge turbiditeten, så lysdæmpningen i vandsøjlen øges (lysmængden reduceres) og fytoplankton (klorofyl a) eller sigtddybde påvirkes?
1. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND ((sediment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*))) AND (((turbidity) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (chlorophyl W/1 a)))) - **133 document results**
 2. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((sediment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*))) AND (((turbidity) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (chlorophyl W/1 a)))) - **20 document results**
 3. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((sedi-

ment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*)) AND (((turbidity) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (chlorophyl W/1 a)))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*) OR (polar) OR (arctic) OR (deep W/1 sea*) OR (deepsea*) OR (deep W/1 water*) OR (tropical))))) - **15 document results**

- b) Kan resuspension af bundmateriale forårsaget af fiskeri med bundsløbende redskaber, øge mængden af næringssalte og organisk materiale i vandsøjlen, så fytoplankton (klorofyl a), sigtddybde eller iltkoncentrationen påvirkes?

1. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*)) AND ((sediment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*))) AND (((nutrients) OR (nutrient* W/1 release*) OR (nutrient* W/1 increase*) OR (nitrogen*) OR (phosphor*) OR (oxygen*) OR (o2*)))))) - **158 document results**
2. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((sediment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*))) AND (((nutrients) OR (nutrient* W/1 release*) OR (nutrient* W/1 increase*) OR (nitrogen*) OR (phosphor*) OR (oxygen*) OR (o2*)))))) - **20 document results**
3. TITLE-ABS-KEY ((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND ((sediment* W/1 releas*) OR (sediment* W/1 resuspen*) OR (sediment W/1 mobilisat*) OR (resuspen*) OR (mobilisat*))) AND (((nutrients) OR (nutrient* W/1 release*) OR (nutrient* W/1 increase*) OR (nitrogen*) OR (phosphor*) OR (oxygen*) OR (o2*))))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY (((freshwater*) OR (river*) OR (lake*))))) - **17 document results**

c) Kan fiskeriets reduktion af mængden af zooplanktivore fisk i vandsøjlen ændre prædationstrykket på zooplankton, så zooplanktonmængden øges, og fytoplankton (klorofyl a) eller sigtdybde påvirkes?

1. TITLE-ABS-KEY((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*))) AND ((zooplankton*) OR (zoo W/1 plankton*) OR (planktivorous W/1 fish*))) AND (((turbidity) OR (phytoplankton*) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (clorophyl W/1 a)))) - **104 document results**

2. TITLE-ABS-KEY((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*))) AND ((zooplankton*) OR (zoo W/1 plankton*) OR (planktivorous W/1 fish*))) AND (((turbidity) OR (phytoplankton*) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (clorophyl W/1 a)))) - **43 document results**

3. TITLE-ABS-KEY((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*))) AND ((zooplankton*) OR (zoo W/1 plankton*) OR (planktivorous W/1 fish*))) AND (((turbidity) OR (phytoplankton*) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (clorophyl W/1 a)))) AND NOT (TITLE-ABS-KEY(((freshwater*) OR (river*) OR (lake*)))) - **29 document results**

d) Kan fiskeriets påvirkning af bundfaunaen nedsætte biomassen eller abundansen af filtrerende bundfauna på lavt vand således at filtrationstrykket formindskes, og fytoplankton (klorofyl a), sigtdybde eller iltkoncentrationen påvirkes?

1. TITLE-ABS-KEY((((trawl*) OR (dredg*) OR (sein*))) AND (((filtrat*) OR (planktivor*) OR (filter* W/1 feed*) OR (filtrat* W/1 capacit*) OR (clearance) OR (filt* W/1 capacity) OR (filtrat* W/1 biomass*) OR (clearance) OR (filt* W/1 biomass*))) AND (((turbidity) OR (phytoplankton*) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (clorophyl W/1 a) OR (oxygen*) OR (o2*)))) - **75 document results**

2. TITLE-ABS-KEY (((((trawl*) OR (mussel W/1 dredg*) OR (oyster W/1 dredg*) OR (scallop W/1 dredg*) OR (shellfish W/1 dredg*) OR (demersal W/1 sein*) OR (danish W/1 sein*) OR (anchor* W/1 sein*) OR (scottish W/1 sein*) OR (fly W/1 shoot*) OR (flyshoot*) OR (bottom W/1 sein*)) AND (((filtrat*) OR (planktivor*) OR (filter* W/1 feed*) OR (filtrat* W/1 capacit*) OR (clearance) OR (filt* W/1 capacity) OR (filtrat* W/1 biomass*) OR (clearance) OR (filt* W/1 biomass*)))) AND (((turbidity) OR (phytoplankton*) OR (secchi*) OR (secchi W/1 depth) OR (chlorophyl W/1 a) OR (oxygen*) OR (o2*))))) - **13 document results**

Ved den endelige formulering af søgestrengen blev der identificeret hhv. 15 (a), 17 (b), 29 (c) og 13 (d) artikler med relevans for de fire ovennævnte primærspørgsmål. Titel, Abstract og key-words for hver artikel blev gennemgået og artiklen eventuelt sorteret fra ud fra nedenstående kriterier.

1. Artikler hvor redskabstermerne er anvendt til at beskrive videnskabelige prøvetagningsredskaber med fokus på analyser af de indsamlede organismer og altså uden information om redskabspåvirkninger af kvalitetselementerne fra hverken videnskabelige eller kommercielle fiskeredskaber. **(a:0), (b:0), (c:18), (d:6)**
2. Artikler hvor termen ”dredge” i relation til kvalitetselementet udelukkende er anvendt til at beskrive råstofindvinding fra havbunden eller udgravning af f.eks. sejlrender. **(a:0), (b:0), (c:0), (d:0)**
3. Artikler hvor søgetermerne er meget perifere i forhold til det primære analysefokus - og kvalitetselementet altså ikke er genstand for en målrettet analyse. **(a:6), (b:2), (c:4), (d:3)**
4. Artikler med analyser i ferskvand, dybhavet, Arktis, eller tropiske farvande. **(a:3), (b:3), (c:3), (d:2)**

De tilbageværende 22 unikke artikler (2 artikler dukkede op i mere end en søgning) danner sammen med 4 artikler tilføjet under peer review af fytoplankton eksperter fra Aarhus Universitet (markeret med fed skrift) grundlaget for reviewet om påvirkningen af fytoplankton fra presfaktoren fiskeri.

- [1] Allen, J.I., Clarke, K.R. Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: A modelling study (2007) Marine Ecology Progress Series, 336, pp. 63-75. Cited 30 times.
- [2] Almroth-Rosell, E., Tengberg, A., Andersson, S., Apler, A., Hall, P.O.J. Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland (2012). Journal of Sea Research, 72, pp. 38-48. Cited 10 times.

- [3] Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K., Windolf, J. Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark (2013) *Hydrobiologia*, 704 (1), pp. 293-309. Cited 17 times.
- [4] **Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J.C. and Kornilovs, G. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem (2008) *Proc. R. Soc. B*, 275, 1793–1801**
- [5] Dellapenna, T.M., Allison, M.A., Gill, G.A., Lehman, R.D., Warnken, K.W. The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries (2006) *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69 (3-4), pp. 519-530. Cited 30 times.
- [6] Dolmer, P., Frandsen, R.P. Evaluation of the Danish mussel fishery: Suggestions for an ecosystem management approach (2002) *Helgoland Marine Research*, 56 (1), pp. 13-20. Cited 40 times.
- [7] Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., Surlatzis, G., Eleftheriou, A. Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity (2007) *Continental Shelf Research*, 27 (17), pp. 2198-2210. Cited 28 times.
- [8] Durrieu De Madron, X., Ferré, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujopay, M., Buscail, R., Bodiot, O. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean) (2005) *Continental Shelf Research*, 25 (19-20), pp. 2387-2409. Cited 67 times.
- [9] **Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S. & Legget, W. C. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem (2005) *Science* 308, 1621–1623.**
- [10] **Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. Pools of chlorophyll and live planktonic diatoms in aphotic marine sediments (2001) *Mar. Biol.* 139: 289-299**
- [11] Hattab, T., Ben Rais Lasram, F., Albouy, C., Romdhane, M.S., Jarboui, O., Halouani, G., Cury, P., Le Loc'h, F. An ecosystem model of an exploited southern Mediterranean shelf region (Gulf of Gabes, Tunisia) and a comparison with other Mediterranean ecosystem model properties (2013) *Journal of Marine Systems*, 128, pp. 159-174. Cited 30 times.
- [12] Holmer, M., Ahrensberg, N., Jörgensen, N.P. Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish Fjord (2003) *Chemistry and Ecology*, 19 (5), pp. 343-361. Cited 8 times.
- [13] Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A., Sköld, M. Distribution and fate of trawling-induced suspension of sediments in a marine protected area (2018) *ICES Journal of Marine Science*, 75 (2), pp. 785-795.
- [14] Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Giamportone, A. Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene (2014) *Anthropocene*, 7, pp. 1-15. Cited 16 times.

- [15] Möllmann, C., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G. & St John, M. A. **Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem (2008) ICES J. Mar. Sci. 65, 302–310.**
- [16] O'Neill, F.G., Summerbell, K. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls (2011) *Marine Pollution Bulletin*, 62 (5), pp. 1088-1097. Cited 30 times.
- [17] Palanques, A., Puig, P., Guillén, J., Demestre, M., Martín, J. Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean)(2014) *Continental Shelf Research*, 72, pp. 83-98. Cited 21 times.
- [18] Painting, S.J., van der Molen, J., Parker, E.R., Coughlan, C., Birchenough, S., Bolam, S., Aldridge, J.N., Forster, R.M., Greenwood, N. Development of indicators of ecosystem functioning in a temperate shelf sea: A combined fieldwork and modelling approach (2013) *Biogeochemistry*, 113 (1-3), pp. 237-257. Cited 12 times.
- [19] Pilskaln, C.H., Churchill, J.H., Mayer, L.M. Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences (1998) *Conservation Biology*, 12 (6), pp. 1223-1229. Cited 110 times.
- [20] Polymenakou, P.N., Pusceddu, A., Tselepides, A., Polychronaki, T., Giannakourou, A., Fiordelmondo, C., Hatziyanni, E., Danovaro, R. Benthic microbial abundance and activities in an intensively trawled ecosystem (Thermaikos Gulf, Aegean Sea) (2005) *Continental Shelf Research*, 25 (19-20), pp. 2570-2584. Cited 9 times.
- [21] Ribó, M., Puig, P., van Haren, H. Hydrodynamics over the Gulf of Valencia continental slope and their role in sediment transport (2015) *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 95, pp. 54-66. Cited 5 times.
- [22] Sánchez, F., Olaso, I. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem (2004) *Ecological Modelling*, 172 (2-4), pp. 151-174. Cited 84 times.
- [23] Sciberras, M., Parker, R., Powell, C., Robertson, C., Kröger, S., Bolam, S., Geert Hiddink, J. Impacts of bottom fishing on the sediment infaunal community and biogeochemistry of cohesive and non-cohesive sediments (2016) *Limnology and Oceanography*, 61 (6), pp. 2076-2089. Cited 8 times.
- [24] Torres, M.T., Coll, M., Heymans, J.J., Christensen, V., Sobrino, I. Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain) (2013) *Ecological Modelling*, 265, pp. 26-44. Cited 19 times.
- [25] Wilson, A.M., Kiriakoulakis, K., Raine, R., Gerritsen, H.D., Blackbird, S., Allcock, A.L., White, M. Anthropogenic influence on sediment transport in the Whittard Canyon, NE Atlantic (2015) *Marine Pollution Bulletin*, 101 (1), pp. 320-329. Cited 5 times.

- [26] Wu, Y., Liu, Z., Hu, J., Zhu, Z., Liu, S., Zhang, J. Seasonal dynamics of particulate organic matter in the Changjiang Estuary and adjacent coastal waters illustrated by amino acid enantiomers (2016). *Journal of Marine Systems*, 154, pp. 57-65. Cited 2 times.

Skibstrafik

For alle beskrevne påvirkningsmekanismer blev den relevante litteratur identificeret gennem søgning efter artikler, bøger, rapporter, konference indlæg, metastudier, ledere og andre litteraturtyper i Google Scholar (GS) for perioden 1990-2018. Engelske hhv. danske søgetermer blev anvendt. Litteratursøgning i GS og Web of Science (WoS) blev gennemført maj-juni 2018.

Anvendte søgetermer (engelsk version) i GS:

("shipping") AND ("quality elements" OR "chlorophyll" OR "eutrophication" OR "oxygen" OR "secchi depth" OR "eelgrass" OR "sediment", samt ("shipping") AND ("quality elements" OR "chlorophyll" OR "eutrophication" OR "oxygen" OR "secchi depth" OR 2 eelgrass" AND ("Danish" OR "Denmark").

("shipping") AND ("benthic impact" OR "benthic fauna" OR "benthic biodiversity" OR "benthic organisms")

DCEs database over faglige rapporter bliver ikke indexeret i GS; materiale fra denne database blev derfor inddraget separate ved søgning på <http://pure.au.dk/portal/da/organizations/8000/publications.html>, med søgetermerne "hurtigfærge(r)", "færge(r)", "skibstrafik", "shipping"; 2 rapporter vedr danske farvande blev fundet og inkluderet.

Udvælgelse af materiale fra basissøgning:

Skridt 1: Sortering efter relevant titel (WoS), samt relevant titel, nøgleord (GS). 17 videnskabelige artikler og 10 rapporter blev tilbageholdt til næste skridt.

Skridt 2: Resume af 17 videnskabelige artikler og 10 rapporter blev gennemlæst med henblik på relevans, hvoraf 9 videnskabelige artikler og 6 rapporter vurderes relevante, og denne pulje gennemlæses.

Skridt 3: Af slutpuljen fra skridt 2 inkluderes konklusioner fra 6 videnskabelige artikler og 4 rapporter i nærværende litteraturgennemgang af tilgængelig viden for påvirkningsmekanismer på vandkvalitets-elementer i danske kystnære økosystemer.

Skridt 4: I samskrivnings- og kvalitetssikringsfasen inkluderes yderligere 10 støtteartikler/rapporter/monografier for at påpege den generelle viden på området, der formes relevant for danske kystnære økosystemer

Marint affald og mikroplastik

For presfaktorene marint affald og mikroplastik er følgende spørgsmål delt op i forhold til kvalitets elementer i reviewet.

Der er taget udgangspunkt i to helt nye reviews: *'The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived'* af Rochman et al. 2016 og Law 2017 *'The Plastics in the Marine Environment'*, samt en række specifikke søgninger i Web of Science (WoS) - se kriterierne nedenfor.

Da effekter på individniveau sjældent kan kobles til populationsrelevante effekter, rettes søgning i WoS mod effekter på 'assemblages' og 'communities' i forbindelse med de udvalgte WFD indikatorer.

1. Bentisk makrofauna

- a) Kan marint affald og/eller mikroplastik ved fysiske påvirkninger medføre samfundsændringer i den bentiske makrofauna på blød bund i kystnære farvande og ændre arts- og individtætheden således, at kvalitetselementet bliver påvirket negativt?
- b) Kan marint affald og/eller mikroplastik pga. indhold af miljøfarlige stoffer medføre samfundsændringer i den bentiske makrofauna på blød bund i kystnære farvande og ændre arts- og individtætheden således, at kvalitetselementet bliver påvirket negativt?

Søgekriterier i WoS: TOPIC: (plastic OR microplastic*) AND TOPIC: (benthic assemblage* OR benthic communit*) AND TOPIC: (marine OR estuarine) AND TOPIC: (litter OR debris) = 25 hits*

2. Makroalger

- c) Kan marint affald og/eller mikroplastik fysisk påvirke makroalger i kystnære farvande så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes negativt?
- d) Kan marint affald og/eller mikroplastik pga. indhold af miljøfarlige stoffer påvirke makroalger i kystnære farvande, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes negativt?

Søgekriterier i WoS: TOPIC: (plastic OR microplastic*) AND TOPIC: (Macrophyte* OR kelp OR Macroalgae*) AND TOPIC: (marine OR estuarine) AND TOPIC: (litter OR debris) = 15 hits*

3. Dybdeudbredelse af ålegræs

- e) Kan marint affald og/eller mikroplastik ved fysisk påvirke angiospermer (f.eks. ålegræs) i kystnære farvande så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes negativt?
- f) Kan marint affald og/eller mikroplastik pga. indhold af miljøfarlige stoffer påvirke angiospermer (f.eks. ålegræs) i kystnære farvande, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes negativt?

Søgekriterier i WoS: TOPIC: (plastic OR microplastic*) AND TOPIC: (Zostera OR eellgrass* or seagrass*) AND TOPIC: (marine OR estuarine) AND TOPIC: (litter OR debris) = 6 hits*

4. Sigt dybde og klorofyl

- g) Kan resuspension af bundmateriale indeholdende marint affald og/eller mikroplastik påvirke turbiditeten, så lysextinctionen i vandsøjlen øges og fytoplankton eller sigt dybde påvirkes?
- h) b. Kan marint affald og/eller mikroplastik ændre prædationstrykket i pelagiske eller bentiske fødekæder, så fytoplankton eller sigt dybde påvirkes?

Søgekriterier i WoS: TOPIC: (plastic OR microplastic*) AND TOPIC: (Chlorophyll OR secchi depth OR food web* OR mussel* OR bivalve* OR coral*) AND TOPIC: (marine OR estuarine) AND TOPIC: (litter OR debris) = 147*

Tabel 1. Resultat af søgekriterier i WoS for kvalitets elementer. Med udgangspunkt i effekt kriterierne defineret af (Rochman et al 2016) er de videnskabelige artikler, som er fremkommet ved ovenstående søgning på de forskellige kvalitets elementer og støtte parametre blevet sorteret som udgangs punkt for reviewet. Tabellen viser antal totale artikel hits for marint affald og/eller mikroplastik på de forskellige kvalitetselementer efter ovenstående søgekriterier, samt antallet af disse artikelemner, som har henholdsvis teoretisk påvirkning, eksperimentelt fundne effekter, dokumenterede effekter, samt indirekte effekter.

Kvalitets- element	Hits Total	Teoretisk påvirk- ning	Eksperi- mentel effekt	Doku- menteret effekt	Indirekte effekt
Bundfauna	24	5	8	2	
Makroalger	15				3
Ålegræs	6	1			
Sigt dybde og klorofyl	9				32

Miljøfarlige stoffer: Metaller, pesticider, biocider, PAH'er, PCB'er og organotin (TBT)

For presfaktoren miljøfarlige stoffer (MFS) indgår følgende primære spørgsmål i det systematiske review og er herunder angivet for de enkelte kvalitetselementer:

- a) Bundfauna: Kan miljøfarlige stoffer påvirke artssammensætningen og individtætheden af bundfauna?
- b) Makroalger: Kan miljøfarlige stoffer påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?
- c) Ålegræssets dybdeudbredelse: Kan miljøfarlige stoffer forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?
- d) Zooplankton: Kan miljøfarlige stoffer påvirke sammensætningen og mængden af zoo- og fytoplankton og derigennem sænke klorofylindholdet og sigtddybden?
- e) Lysmængde: Kan miljøfarlige stoffer direkte eller indirekte reducere lysmængden så sigtddybde påvirkes?

Følgende fire overordnede definitioner blev fastlagt inden litteratursøgningen:

1. Påvirkninger af miljøfarlige stoffer er koncentrationer over de EU fastsatte EQS og danske MKK i vand, biota eller sediment.
2. Arts- og individtæthed er defineret som det antal makrofaunaarter og individer der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (for eksempel, HAPS, van Veen, eller Smith-McIntyre).
3. Benthisk makrofauna er defineret som de bunddyr der tilbageholdes og identificeres i en sigte med en maskevidde på 1 mm.
4. Kystnære farvande er primært defineret som farvandsområder der ligger mindre end 1 sømil fra kystlinjen (som i vandrammedirektivet).

For alle spørgsmål (a-e) blev den relevante litteratur fundet gennem søgning i Web of Science (WoS) efter artikler. Der blev kun søgt på engelske søgetermer. Litteratursøgningen i WoS er foretaget i perioden maj-juli 2018. Yderligere 9 referencer var kendt og blev inddraget i reviewet, primært rapporter (se referenceliste).

Opsummering af antal artikler fundet for hvert kvalitetselement (obs: nogle artikler indgår i flere kvalitetselementer):

- Bundfauna: 136 på søgning og titelscreening -> 63 til abstraktlæsning -> 18 til fuld læsning -> 12 til brug i reviewet
- Makroalger: 109 på søgning og titelscreening -> 12 til abstraktlæsning -> 4 til fuld læsning -> 2 til brug i reviewet
- Ålegræssets dybdeudbredelse: 63 på søgning og titelscreening -> 63 til abstraktlæsning -> 5 til fuld læsning -> 5 til brug i reviewet
- Zooplankton: 253 på søgning og titelscreening -> 13 til abstraktlæsning -> 5 til fuld læsning -> 4 til brug i reviewet

- Lysmængde: 33 på søgning og titelscreening -> 11 til abstraktlæsning -> 3 til fuld læsning -> 3 til brug i reviewet

Bundfauna

- a) Kan miljøfarlige stoffer påvirke artssammensætningen og individtætheden af bundfauna?

Søgetermer i WoS

(pesticide OR Hazardous substances OR biocide OR metals OR PAH OR PCB OR TBT OR PBDE) AND (Benthos OR macrofauna OR benthic) = 3894 hits.

Udvides søgestrengen til følgende: AND (density OR "species richness" OR biomass OR "species composition") AND (marine OR Estuar OR coast) fås igen hele søgeresultatet.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til den oprindelige søgestreng (3863 hits), fås der 136 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (136) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 63 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 63 artikler gennemlæses, hvilket medførte, at 18 artikler blev læst.

Trin 3: Ud af disse 18 artikler indgår 12 i det endelige review.

Artikler

Olie/PAH: *Arana, H. A. H., et al. (2005)* samt *Bakke, T., et al. (2013)*.

Metaller: *Simpson, S. L. and G. E. Batley (2007)*, *Wang, W. X. (2002)* og *Zhang, C., et al. (2014)*.

Aquakulturer: *Burridge, L., et al. (2010)*.

Human Impact/Multiple stressors: *Calabretta, C. J. and C. A. Oviatt (2008)*, *Fleeger, J. W., et al. (2003)*, *Gosset, A., et al. (2016)*, *Ho, K. T. and R. M. Burgess (2013)*, *Matthiessen, P. and R. J. Law (2002)* og *Statzner, B. and L. A. Beche (2010)*.

PCB: *Finkelstein, K., et al. (2017)* og *Fuchsman, P. C., et al. (2006)*

Pesticider: *King, J., et al. (2013)*, *Pisa, L. W., et al. (2015)* og *Wan, M. T. (2013)*.

TBT: *Vogt, E. L., et al. (2018)*

Makroalger

- b) Kan miljøfarlige stoffer påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Søgetermer i WoS

(pesticides OR antifouling OR biocides OR Hazardous substances OR metals OR PAH OR PCB OR TBT OR PBDE) AND (Macroalgae OR seaweed OR algae OR epiflora) = 7703 hits.

Præciseres søgningen til følgende: AND (biodiversity OR habitat) AND (Marine OR Estuar* OR Coast) reduceres antallet til = 103 hits.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til den oprindelige søgestreng (334 hits), fås der 12 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (109) sorteres ud fra meta-analyse eller review. Dette medfører, at 12 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 12 artikler blev læst, hvilket medførte, at 4 artikler blev udvalgt.

Trin 3: Ud af disse 4 indgår 2 artikler i det endelige review.

Artikler

Ianora, A., et al. (2006), Mayer-Pinto, M., et al. (2015), Roberts, D. A., et al. (2008) og Strain, E. M. A., et al. (2014).

Ålegræssets dybdeudbredelse

- c) Kan miljøfarlige stoffer forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Søgetermer i WoS

(pesticides OR antifouling OR biocides OR Hazardous substances OR metals OR PAH OR PCB OR TBT OR PBDE) AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR sea grass) = 63 hits. Tilføjes (meta-analys* OR review) fås der 2 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (63) sorteres ud fra meta-analyse eller review.

Trin 2: Titler og abstract læses, og dette indskrænker artiklerne til 2 review og 3 artikler om antifouling herbicider som alle læses.

Trin 3: Alle 5 artikler indgår i det endelige review.

Artikler

Sanchez-Quiles, D., et al. (2017) og Amara, I., et al. (2018), Scarlett, A., et al. (1999), Chesworth, J. C., et al. (2004) og Gatidou, G. and N. S. Thomaidis (2007).

Zooplankton

- d) Kan miljøfarlige stoffer reducere mængden af zooplankton, så zooplankton-mængden mindskes, og fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(pesticides OR antifouling OR biocides OR Hazardous substances OR metals OR PAH OR PCB OR TBT OR PBDE) AND (zooplankton OR microzooplankton OR) = 153 hits.

Udvidet med

AND (Marine OR Coastal OR Estuar*) giver 36 .

AND (Review or Meta-analys*) 4.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (153) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 13 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 11 artikler gennemlæses hvilket medførte, at 5 artikler blev udvalgt til fuld læsning.

Trin 3: Ud af disse 5 indgår 4 artikler i det endelige review.

Artikler

Havens, K. E. and T. Hanazato (1993), Hjorth, M., et al. (2007), Ianora, A., et al. (2006), Kattwinkel, M., et al. (2015) og Petersen, S. and K. Gustavson (2000).

Lysmængde

- e) Kan miljøfarlige stoffer reducere mængden af zooplankton, så zooplankton-mængden mindskes, og fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(pesticides OR antifouling OR biocides OR Hazardous substances OR metals OR PAH OR PCB OR TBT OR PBDE) AND (water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) = 10594 hits, hovedparten indenfor fysik og lyskilder.

Udvidet med AND (Marine OR Coastal OR Estuar*) giver 499 hits, hvoraf mange stadig er omkring lysdioder og fysisk lys teori. Endelig udvides med AND (Review or Meta-analys*) og der fås 33 hit.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (33) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 11 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 11 artikler blev læst, hvoraf 3 artikler blev udvalgt.

Trin 3: Alle 3 artikler indgår i det endelige review.

Artikler

Cloern, J. E. (1996), Rawlins, B. G., et al. (1998) og Short, F. T. and S. Wyllie-Echeverria (1996).

Amerikansk ribbegople, *Mnemiopsis leidyi*

For presfaktoren amerikansk ribbegople indgår følgende primære spørgsmål i det systematiske review og er herunder angivet for de enkelte kvalitetselementer:

Bundfauna

- a) Kan udbredelsen af amerikansk ribbegople, ændre arts- og individtætheden af benthiske makrofauna således at kvalitetselementet bliver påvirket?
- b) Kan den amerikanske ribbegople ændre forekomsten af hjemhørende muslingearter og derigennem ændre arts- og individtæthed af disse, så bundfauna påvirkes?

Makroalger

- c) Kan den amerikanske ribbegople påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Ålegræssets dybdeudbredelse

- d) Kan den amerikanske ribbegople forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Klorofyl og sigtedybde

- e) Kan amerikanske ribbegopler øge turbiditeten, så lysextinctionen i vandsøjlen mindskes og fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?
- f) Kan amerikanske ribbegopler ændre mængden af næringssalte i vandsøjlen, så fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?
- g) Kan amerikanske ribbegopler reducere mængden af zooplankton, så fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?

Definitioner

1. Arts- og individtæthed er defineret som det antal makrofaunaarter og individer der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (for eksempel, HAPS, van Veen, eller Smith-McIntyre).
2. Bentisk makrofauna er defineret som de bunddyr der tilbageholdes og identificeres i en sigte med en maskevidde på 1 mm.
3. Kystnære farvande er primært defineret som farvandsområder der ligger mindre end 1 sømil fra kystlinjen (som i vandrammedirektivet).
4. PSU er saltholdigheden i promille

Kriterier for udvælgelse af litteratur for ovenstående primære spørgsmål (a-g)

For alle spørgsmål (a-g) blev den relevante litteratur fundet gennem søgning i Web of Science (WoS) efter artikler og Google Scholar (GS) efter rapporter. Der blev kun søgt på engelske søgetermer i både WoS og GS. Litteratursøgningen i WoS og GS er foretaget i perioden juni - juli 2018.

Primærspørgsmål a

- a) Kan udbredelsen af amerikanske ribbegoples ændre arts- og individtætheden af den benthiske makrofauna således at kvalitetselementet bliver påvirket?

Søgetermer i WoS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND Benthos OR macrofauna OR benthic) = 35 hits.

Søgetermer i GS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND Benthos OR macrofauna OR benthic: 2670.

Specificeres det at det kun er rapporter der søges på fås: (*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND Benthos OR macrofauna OR benthic AND (source:report) = 29 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (35) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 9 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (29) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 2 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 9 artikler og 2 rapporter gennemlæses hvilket medførte at 6 artikler (heraf 2 reviews) og 0 rapporter blev læst

De læste artikler medførte at yderligere 2 artikler blev læst.

Primærspørgsmål b

- b) Kan den amerikanske ribbegople ændre forekomsten af muslingearter og derigennem ændre arts- og individtæthed af disse, så kvalitetselementer påvirkes?

Søgetermer i WoS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (bivalves OR mussels" OR oysters) = 30 hits.

Søgetermer i GS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (bivalves OR mussels" OR oysters): 575 hits.

Specificeres det at det kun er rapporter der søges på fås: (*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (bivalves OR mussels" OR oysters) AND (source:report) = 13 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (30) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 8 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (13) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 3 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse

Trin 2: Abstracts fra de 8 artikler og 3 rapporter gennemlæses hvilket medførte at 5 artikler og 0 rapporter blev læst.

De læste artikler medførte at yderligere 3 artikler blev læst.

Primærspørgsmål c

- c) Kan den amerikanske ribbegople påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætte deres formering, så dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Søgetermer i WoS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (Macroalgae OR seaweed OR epiflora) = 2 hits.

Søgetermer i GS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (Macroalgae OR seaweed OR epiflora) 1120

Specificeres det at det kun er rapporter der søges på fås: (*Mnemiopsis* OR "American Comb Jelly") AND (Macroalgae OR seaweed OR epiflora) AND (source:report) = 23 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (2) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 1 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (23) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 2 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra den ene artikel og 2 rapporter gennemlæses hvilket medførte at 1 artikel og 0 rapporter blev læst

Primærspørgsmål d

- d) Kan amerikansk ribbegople forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Søgetermer i WoS

(*Mnemiopsis leidyi* OR "American Comb Jelly") AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR sea grass) = 1 hit.

Søgetermer i GS

(*Mnemiopsis leidyi* OR “American Comb Jelly”) AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR sea grass): 639

Specificeres det at det kun er rapporter der søges på fås: (*Mnemiopsis* OR “American Comb Jelly”) AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR sea grass) AND (source:report) = 9 hits

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (1) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 1 artikel indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (9) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 1 rapport indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra den 1 artikel og 1 rapport gennemlæses hvilket medførte at 0 artikler og 0 rapporter blev læst

Primærspørgsmål e

- e) Kan amerikansk ribbegople øge turbiditeten, så lysextinctionen i vandsøjlen mindskes og fytoplankton eller sigtdybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(*Mnemiopsis leidyi* OR “American Comb Jelly”) AND (turbidity OR water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) = 52 hits.

Søgetermer i GS

(*Mnemiopsis leidyi* OR “American Comb Jelly”) AND (turbidity OR water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) = 1730 hits

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås (*Mnemiopsis leidyi* OR “American Comb Jelly”) AND (turbidity OR water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) AND (source:report) = 18.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (52) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 12 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (18) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 5 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 12 artikler og 5 rapporter gennemlæses hvilket medførte at 8 artikler og 0 rapporter blev læst

De læste artikler medførte at yderligere 2 artikler blev læst.

Primærspørgsmål f

- f) Kan den amerikanske ribbegople ændre mængden af næringssalte i vandsøjlen, så fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) = 69 hits.

Søgetermer i GS

(Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) = 2440 hits. Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) AND (source:report) = 23 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (69) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører at 25 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (2630) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører at 5 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra 25 artikler og 5 rapporter gennemlæses hvilket medførte at 11 artikler og 2 rapporter blev læst

De læste artikler medførte at yderligere 3 artikler blev læst – heraf 2 reviews.

Primærspørgsmål g

- g) Kan amerikanske ribbegopler reducere mængden af zooplankton, så zooplanktonmængden mindskes, og fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (zooplankton OR microzooplankton) = 285 hits.

Udviddes søgestrengen til: (Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (phytoplankton OR chlorophyll OR microalgae OR top down fremkommer 79 hits.

Søgetermer i GS

(Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (zooplankton OR microzooplankton) AND (phytoplankton OR chlorophyll OR microalgae OR top down = 2620 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (Mnemiopsis leidyi OR “American Comb Jelly”) AND (zooplankton OR microzooplankton) AND (phytoplankton OR chlorophyll OR microalgae OR top down AND (source:report) = 21 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (79) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 29 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (20) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 6 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 29 artikler og 6 rapporter gennemlæses, hvilket medførte, at 10 artikler og 2 rapporter blev læst.

De læste artikler medførte at yderligere 4 artikler blev læst.

Butblæret sargassotang, *Sargassum muticum*

Primære spørgsmål

- a) Bentisk makrofauna: Kan den potentielt negative effekt som udbredelse af sargassotang påfører den bentske makrofauna på blød bund i kystnære tempererede farvande ændre arts- og individtætheden således at DKI kvalitetselementet bliver påvirket negativt?
- b) Makroalger: Har etablering af sargassotang i kystnære områder udskygget eller på anden vis udkonkurreret makroalger eller nedsat deres formering eller spredning, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder reduceres, og kvalitetselementet derfor er blevet påvirket negativt?
- c) Ålegræs: Har etablering af sargassotang i kystnære områder udskygget eller på anden vis udkonkurreret angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsat deres formering eller spredning, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder reduceres, og kvalitetselementet derfor er blevet påvirket negativt?
- d) Fytoplankton og sigtedybde: Kan etablering af tætte bestande af sargassotang, eller konsekvenser heraf, påvirke næringskoncentrationen eller andre parametre således koncentrationen af fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?

Definition af termer, der indgår i de primære spørgsmål

1. Arts- og individtæthed er defineret som det antal makrofaunaarter og individer der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter
2. Bentisk makrofauna er defineret som de bunddyr, der tilbageholdes og identificeres i en sigte med en maskevidde på 0,5 mm.
3. Blød bund er defineret som havbund, der kan samples med en bundhenter, og som typisk består af sand, mudder eller sandblandet mudder.
4. Kystnære farvande er i denne sammenhæng defineret som farvande inden for den fotiske zone, hvilket for danske forhold typisk er områder hvor vanddybden ikke overstiger ca. 10 m. Ift. søgningen anvendes termerne *Coastal* og *Estuarine*.
5. Angiospermer er her marine blomsterplanter, specifikt *Zostera marina* også kalde ålegræs.
6. Fytoplankton er de mikroskopisk frit svævende mikroalger som i monitoringsprogrammet kvantificeres ved koncentrationen af klorofyl a (Chlorophyll a).
7. Turbiditet er vandets uklarhed som påvirkes af mængden af suspenderet organisk og uorganisk stof samt koncentrationen af mikroalger og opløst organisk stof.
8. Lyssvækkelsen (engelsk: *light extinction*) er en koefficient som beskriver hastigheden hvormed lysmængden svækkes fra havoverfladen mod dybden. Denne parameter kan også bestemmes ved måling af sigtedybden kaldet *Secchi depth* på engelsk.

Kriterier for udvælgelse af litteratur for spørgsmålene a – d

Den relevante litteratur blev fundet gennem søgning i Web of Science (WoS) efter artikler og Google Scholar (GS) efter rapporter fra perioden 1990 til 2018.

Som søgetermer blev der brugt:

Bentisk makrofauna

- i. WoS: (Sargassum muticum OR Sargassotang) AND (benthos OR macrofauna OR benthic) AND (density OR species richness OR biomass OR species composition) AND (marine OR estuar* OR coast*) = 22 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen så fås der 0 hits.
- ii. GS: Tilføjes det til ovenstående søgning at det kun er rapporter der søges på (AND (source:report)) fås 35 hits

Makroalger

- iii. WoS: (Sargassum muticum OR Sargassotang) AND (macro algae OR makroalger OR Seaweed) AND (marine OR estuar* OR coast*) = 160 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen (160 hits), så fås der 5 nye hits.
- iv. GS: Tilføjes det til ovenstående søgning at det kun er rapporter der søges på (AND (source:report)) fås 17 hits

Ålegræs

- v. WoS: (Sargassum muticum OR Sargassotang) AND (Zostera marina OR Eelgrass OR Angiosperm) AND (marine OR estuar* OR coast*) = 16 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen (16 hits), så fås der 0 nye hits.
- vi. GS: Tilføjes det til ovenstående søgning at det kun er rapporter der søges på (AND (source:report)) fås 35 hits

Klorofyl

- vii. WoS: (Sargassum muticum OR Sargassotang) AND (phytoplankton OR Chlorophyll*) AND (marine OR estuar* OR coast*) = 6 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen så fås der 0 hits.
- viii. GS: Tilføjes det til ovenstående søgning at det kun er rapporter der søges på (AND (source:report)) fås 26 hits

Sigtedybde

- ix. WoS: (Sargassum muticum OR Sargassotang) AND (light attenuation OR secchi depth OR sigtedybde) AND (marine OR estuar* OR coast*) = 2 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen, så fås der 0 hits.
- x. GS: Tilføjes det til ovenstående søgning at det kun er rapporter der søges på (AND (source:report)) fås 5 hits

Overordnede udvælgelseskriterier af artikler og rapporter

- Artiklernes kvalitet forventes at være delvist afspejlet i det antal gange de citeres, men da antallet af citationer vokser gennem en artikels levetid, er det nødvendigt at inddele artiklerne efter udgivelsesår inden citationstal kan bruges. Alle identificerede artikler fra 2017 og 2018 blev derfor læst, mens det samme kun gjaldt for de 2 bedst citerede artikler fra hver af perioderne 2014-2016, 2005-2013 og 1990-2004.

- Alle identificerede reviews og metaanalyser blev læst uanset alder og citations-tal. I udvælgelsen af de identificerede artikler og rapporter blev der lagt særlig vægt studier fra nordligt tempererede havområder som byggede på standardiserede kvantitative opgørelser af dækningsgrad, arts- og individtæthed eller opgørelse af biomasse per arealenhed.

Bentisk makrofauna - udvælgelseskræterier

Trin 1: Artikler fundet i WoS (22) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 22 artikler indgik i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (35) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 5 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 22 artikler og 5 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 13 artikler og 2 rapporter blev læst.

Gennemlæsning af den fremkomne litteratur afledte yderligere 5 artikler, som er inkluderet i reviewet.

Makroalger - udvælgelseskræterier

Trin 1: Artikler fundet i WoS (160) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 26 artikler indgik i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (17) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 7 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 26 artikler og 7 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 20 artikler og 2 rapporter blev læst.

Gennemlæsning af den fremkomne litteratur afledte yderligere 6 artikler, som er inkluderet i reviewet.

Ålegræs - udvælgelseskræterier

Trin 1: Artikler fundet i WoS (16) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 12 artikler indgik i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (35) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 15 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 12 artikler og 15 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 5 artikler og 3 rapporter blev læst.

Gennemlæsning af den fremkomne litteratur afledte yderligere 7 artikler, som er inkluderet i reviewet.

Klorofyl - udvælgelseskræterier

Trin 1: Artikler fundet i WoS (6) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 3 artikler indgik i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (26) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 6 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 3 artikler og 6 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 2 artikler og 0 rapporter blev læst.

Gennemlæsning af den fremkomne litteratur afledte yderligere 3 artikler, som er inkluderet i reviewet.

Sigtedybde - udvælgelseskræterier

Trin 1: Artikler fundet i WoS (2) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 2 artikler indgik i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (5) blev sorteret ud fra relevant titel. Dette medførte, at 4 rapporter indgik i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 2 artikler og 4 rapporter blev gennemlæst, hvilket medførte, at 2 artikler og 0 rapporter blev læst.

Yderligere information

I gennemgangen af litteraturen blev det noteret om der var information om betydningen af andre potentielt relevante miljøvariable som kunne have påvirket resultaterne. Disse omfatter fx årstid, temperatur, salinitet, dybde, iltforhold og strømforhold, forekomst af særligt følsomme eller robuste arter. Denne information indgik i en vurdering af hvorvidt artiklernes resultater var meget, middel eller kun lidt påvirkede af de pågældende miljøvariable.

Stillehavsosters, *Crassostrea gigas*

For presfaktoren stillehavsosters indgår følgende primære spørgsmål i det systematiske review og er herunder angivet for de enkelte kvalitetselementer:

Bundfauna

- a) Kan udbredelsen af stillehavsosters, herunder dannelsen af revstrukturer ændre arts- og individtætheden af benthiske makrofauna således at kvalitetselementet bliver påvirket?
- b) Kan stillehavsosters ændre forekomsten af hjemhørende muslingearter og derigennem ændre arts- og individtæthed af disse, så bundfauna påvirkes?

Makroalger

- c) Kan stillehavsosters påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Ålegræssets dybdeudbredelse

- d) Kan stillehavsosters forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Klorofyl og sigtedybde

- e) Kan stillehavsosters mindske turbiditeten, så lysextinctionen i vandsøjlen øges og fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?
- f) Kan stillehavsosters ændre mængden af næringssalte i vandsøjlen, så fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?
- g) Kan stillehavsosters reducere mængden af zooplankton, så zooplanktonmængden mindskes, og fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?
- h) Kan stillehavsosters ændre det samlede filtrationspotentiale for filtrerende bundfauna på lavt vand, således at fytoplankton eller sigtedybde påvirkes?

Definitioner

1. Revstrukturer omfatter forekomster af stillehavsosters på mindst 1 m² og med en dækningsgrad af stillehavsosters på mindst 5%².
2. Arts- og individtæthed er defineret som det antal makrofaunaarter og individer der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (for eksempel, HAPS, van Veen, eller Smith-McIntyre).
3. Benthisk makrofauna er defineret som de bunddyr der tilbageholdes og identificeres i en sigte med en maskevidde på 1 mm.
4. Kystnære farvande er primært defineret som farvandsområder der ligger mindre end 1 sømil fra kystlinjen (som i vandrammedirektivet).

² Defineret af Trilateral monitoring and assessment program, The Waddensea secretariat (pers. kom K Troost, Wagening Universitet, Holland).

5. Filtrationspotentialer er defineret som den samlede filtration for filtrerende bundlevende filtratorer målt i kubikmeter per dag.

Kriterier for udvælgelse af litteratur for ovenstående primære spørgsmål (a-h)

For alle spørgsmål (a-h) blev den relevante litteratur fundet gennem søgning i Web of Science (WoS) efter artikler og Google Scholar (GS) efter rapporter fra perioden 1990 til 2018. Der blev kun søgt på engelske søgetermer i både WoS og GS. Litteratursøgningen i WoS og GS er foretaget i perioden april-maj 2018.

Primærspørgsmål a

- a) Kan udbredelsen af stillehavsøsters, herunder dannelsen af revstrukturer ændre arts- og individtætheden af benthiske makrofauna således at kvalitetselementet bliver påvirket?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND Benthos OR macrofauna OR benthic) = 284 hits.

Udvides søgestrengen til følgende: (Crassostrea gigas OR "Pacific oyster) AND (benthic OR macrofauna OR benthic) AND (density OR "species richness" OR biomass OR "species composition") AND (marine OR Estuar OR coast) er der 57 hits, som alle er inkluderet i de 284 hits.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til den oprindelige søgestreng (284 hits), fås der 8 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "pacific oyster") AND Benthos OR macrofauna OR benthic) = 13.500 hits.

Udvides søgestrengen til følgende ("Crassostrea gigas" OR "pacific oyster") AND (benthic OR macrofauna OR benthic) AND (density OR "species richness" OR biomass OR "species composition") AND (marine OR Estuar OR coast) = 9.420 hits.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til søgestrengen (9.420 hits), så fås der 7.040 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: ("Crassostrea gigas" OR "pacific oyster") AND (benthic OR macrofauna OR benthic) AND (density OR "species richness" OR biomass OR "species composition") AND (marine OR Estuar OR coast) AND (source:report) = 97 hits

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (284) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 63 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Reporter fundet i GS (97) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 10 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 63 artikler og 10 rapporter gennemlæses, hvilket medførte, at 22 artikler og 6 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 22 artikler og 6 rapporter vil hhv. 9 artikler og 1 rapport indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet bundfauna.

Primærspørgsmål b

b) Kan stillehavsøsters ændre forekomsten af hjemhørende muslingearter og derigennem ændre arts- og individtæthed af disse, så kvalitetselementer påvirkes?

Søgetermer i WoS

(*Crassostrea gigas* OR "pacific oyster") AND ("native bivalves" OR "native mussels" OR "native oysters") = 71 hits. Tilføjes der (meta-analys* OR review) til fås der 4 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "pacific oyster") AND ("native bivalves" OR "native mussels" OR "native oysters") fås = 1.740 hits.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til foregående søgestreng (1.740 hits), fås der 142 hits. Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: ("*Crassostrea gigas*" OR "pacific oyster") AND ("native bivalves" OR "native mussels" OR "native oysters") AND (source:report) = 33 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (71) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 28 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Rapporter fundet i GS (33) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 3 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 28 artikler gennemlæses, hvilket medførte, at 15 artikler og alle 3 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse 15 artikler og 3 rapporter vil hhv. 2 artikler og 1 rapport indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkning af andre muslingearter.

Primærspørgsmål c

c) Kan stillehavsøsters påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (Macroalgae OR seaweed OR algae OR epiflora) = 334 hits.

Præsicerer søgningen til følgende: (Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (Macroalgae OR seaweed OR algae OR epiflora) AND (biodiversity OR habitat) reduceres antallet til = 29 hits.

Tilføjes der (meta-analys* OR review) til den oprindelige søgestreng (334 hits), fås der 19 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (Macroalgae OR seaweed OR algae OR epiflora) = 7690 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: ("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (Macroalgae OR seaweed OR algae OR epiflora) AND (source:report) = 87 hits

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (29) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 10 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (87) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 6 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 10 artikler og 6 rapporter gennemlæses, hvilket medførte, at 5 artikler og 3 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 1 artikel og 1 rapport indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet makroalge.

Primærspørgsmål d

d) Kan stillehavsøsters forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR sea grass) = 57 hits. Tilføjes (meta-analys* OR review) fås der 5 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR "sea grass") = 2.820 hits.

Præsicerer søgningen til følgende: ("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR "sea grass") AND (spread OR coverage OR "depth distribution") reduceres antallet af hits til = 1.570

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (“Crassostrea gigas” OR “Pacific oyster”) AND (angiosperm OR eelgrass OR zostera OR “sea grass”) AND (source:report) = 43 hits

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (57) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 24 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Reporter fundet i GS (43) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 1 rapport indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 24 artikler og 1 rapport gennemlæses, hvilket medførte, at 10 artikler og 1 rapport blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 3 artikler og 1 rapport indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet ålegræs.

Primærspørgsmål e

e) Kan stillehavsøsters mindske turbiditeten, så lysextinctionen i vandsøjlen øges og fytoplankton eller sigtdybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR “Pacific oyster”) AND (water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) = 79 hits.

Udvides søgestrengen til: (Crassostrea gigas OR “Pacific oyster”) AND (water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) AND (phytoplankton OR chlorophyll OR microalgae) fås 26 hits, som alle er inkluderet de 79, som er fremkommet ved simpler søgning.

Søgetermer i GS

(Crassostrea gigas OR “Pacific oyster”) AND (water clarity OR depletion OR secchi OR light penetration OR top down) = 2.210 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (“Crassostrea gigas” OR “Pacific oyster”) AND (“water clarity” OR depletion OR secchi OR “light penetration” OR “top down”) AND (source:report) = 73 hits

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (79) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 10 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (73) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 8 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 10 artikler og 8 rapport gennemlæses, hvilket medførte, at 6 artikler og 1 rapport blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 4 artikler og 0 rapporter indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet fytoplankton.

Primærspørgsmål f

f) Kan stillehavsøsters ændre mængden af næringssalte i vandsøjlen, så fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) = 440 hits.

Udvides søgestrengen til: (Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) AND (phytoplankton OR chlorophyll OR microalgae) fås 172 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) = 560.000 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: ("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (nutrient OR nitrogen OR phosphorus) AND (source:report) = 93 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (172) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 29 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (93) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 4 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 29 artikler og 4 rapport gennemlæses, hvilket medførte, at 15 artikler og 1 rapport blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 4 artikler og 0 rapporter indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet.

Primærspørgsmål g

g) Kan stillehavsøsters reducere mængden af zooplankton, så zooplanktonmængden mindskes, og fytoplankton eller sigtddybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR "Pacific oyster") AND (zooplankton OR microzooplankton) = 57 hits.

Søgetermer i GS

("Crassostrea gigas" OR "Pacific oyster") AND (zooplankton OR microzooplankton) = 9.840 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (“Crassostrea gigas” OR “Pacific oyster”) AND (zooplankton OR microzooplankton) AND (source:report) = 100 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (57) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 11 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (100) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 2 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 11 artikler og 2 rapport gennemlæses, hvilket medførte, at 5 artikler og 1 rapport blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 3 artikler og 0 rapporter indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet.

Primærspørgsmål h

h) Kan stillehavsøsters ændre det samlede filtrationspotentiale for filtrerende bundfauna på lavt vand, således at fytoplankton eller sigtdybde påvirkes?

Søgetermer i WoS

(Crassostrea gigas OR “Pacific oyster”) AND ("carrying capacity" OR "filtration potential" OR clearance OR "turn-over rate") = 202 hits.

Udvides søgestrengen til: (Crassostrea gigas OR “Pacific oyster”) AND ("carrying capacity" OR "filtration potential" OR clearance OR "turn-over rate") AND (review* OR meta-analys*) fås 2 hits.

Søgetermer i GS

(“Crassostrea gigas” OR “Pacific oyster”) AND ("carrying capacity" OR "filtration potential" OR clearance OR "turn-over rate") = 4.710 hits.

Specificeres det, at det kun er rapporter der søges på fås: (“Crassostrea gigas” OR “Pacific oyster”) AND ("carrying capacity" OR "filtration potential" OR clearance OR "turn-over rate") AND (source:report) = 44 hits.

Udvælgelse af artikler og rapporter

Trin 1: Artikler fundet i WoS (202) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 22 artikler indgår i næste sorteringsanalyse. Reporter fundet i GS (44) sorteres ud fra relevant titel og brødtekst fremkommet ved søgningen. Dette medfører, at 4 rapporter indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 22 artikler og 4 rapport gennemlæses, hvilket medførte, at 7 artikler og 2 rapporter blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og rapporter vil hhv. 4 artikler og 0 rapporter indgå i den endelige analyse af stillehavsøsters påvirkningen af kvalitetselementet.

Sortmundet kutling, *Neogobius melanostomus*

For presfaktoren sortmundet kutling indgår følgende primære spørgsmål i det systematiske review og er herunder angivet for de enkelte kvalitetslementer:

Bundfauna

- a) Kan udbredelsen af sortmundet kutling ændre arts- og individtætheden af benthiske makrofauna således at kvalitetslementet bliver påvirket?
- b) Kan sortmundet kutling ændre forekomsten af hjemmehørende fiskearter og derved igennem ændre prædationstrykket på den benthiske makrofauna, så arts- og individtæthed påvirkes?

Makroalger

- c) Kan sortmundet kutling påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetslementet påvirkes?

Ålegræssets dybdeudbredelse

- d) Kan sortmundet kutling forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetslementet derfor påvirkes?

Klorofyl og sigtedybde

- e) Kan sortmundet kutling via fjernelse af muslinger øge mængden af fytoplankton, så klorofyl koncentration øges og sigtedybden nedsættes?

Definitioner

1. Relevante forekomster af sortmundet kutling indbefatter områder hvor fisken gyder (dvs har en etableret population) og er blevet observeret i høje tætheder (typisk 2-3 år efter invasion).
2. Arts- og individtæthed er defineret som det antal makrofaunaarter og individer der registreres per arealenhed i prøver taget med en bundhenter (for eksempel, HAPS, van Veen, eller Smith-McIntyre).
3. Benthisk makrofauna er defineret som de bunddyr der tilbageholdes og identificeres i en sigte med en maskevidde på 1 mm.
4. Kystnære farvande er primært defineret som farvandsområder der ligger mindre end 1 sømil fra kystlinjen (som i vandrammedirektivet).

Kriterier for udvælgelse af litteratur for ovenstående primære spørgsmål (a-e)

For alle spørgsmål (a-e) blev den relevante litteratur fundet gennem søgning i Scopus efter artikler og rapporter fra perioden 1990 til 2018. Der blev kun søgt på engelske søgetermer. Litteratursøgningen er foretaget i juni 2018.

Primærspørgsmål a

- a) Kan udbredelsen af sortmundet kutling ændre arts- og individtætheden af benthiske makrofauna således at kvalitetselementet bliver påvirket?

Søgetermer i Scopus

TITLE-ABS-KEY ((round W/1 goby) OR (neogobius W/1 melanostomus)) AND ((Baltic W/1 Sea)) AND ((benthos) OR (macro*) OR (benthic W/1 fauna)) giver 81 hits (75 artikler, 5 reviews. 1 konferencepaper).

Udvælgelse af artikler

Trin 1: Artikler (75), reviews (5) og konferencepapers (1) fundet i Scopus sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at hhv 24 artikler og 1 reviews fra søgningen indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 24 artikler og 1 review gennemlæses, hvilket førte til at 7 artikler og 1 review blev gennemlæst.

Trin 3: Ud af disse artikler og review vil alle indgå i den endelige analyse af sortmundet kutlings påvirkningen af kvalitetselementet bundfauna.

Primærspørgsmål b

- b) Kan sortmundet kutling ændre forekomsten af hjemmehørende fiskearter og derigennem ændre prædationstrykket på den benthiske makrofauna, så arts- og individtæthed påvirkes?

Søgetermer i Scopus

TITLE-ABS-KEY ((round W/1 goby) OR (neogobius W/1 melanostomus)) AND ((benthos) OR (macrofauna) OR (benthic W/1 fauna) OR (diet W/1 overlap)) AND ((baltic W/1 sea)) AND ((native W/1 fish) OR (flounder) OR (platichthys W/1 flesus) OR (scophthalmus W/1 maximus) OR (turbot)) giver 46 hits (44 artikler, 2 reviews)

Udvælgelse af artikler

Trin 1: Artikler fundet i Scopus (44 artikler, 2 reviews) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 9 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 9 artikler gennemlæses, hvilket medførte, at 3 artikler blev læst.

Trin 3: Ud af disse 3 artikler vil 1 artikel indgå i den endelige analyse af sortmundet kutlings påvirkning af hjemmehørende fiskearter, med videre effekt på bundfauna.

Primærspørgsmål c

- c) Kan sortmundet kutling påvirke udbredelsen af makroalger eller nedsætter deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, hvorved kvalitetselementet påvirkes?

Søgetermer i Scopus

TITLE-ABS-KEY ((round W/1 goby) OR (neogobius W/1 melanostomus)) AND ((macroalgae) OR (seaweed) OR (epiflora)) = 7 hits (artikler)

Udvælgelse af artikler

Trin 1: Artikler fundet i Scopus (7) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 4 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 4 udvalgte artikler gennemlæses, hvilket medførte, at ingen artikler blev læst.

Primærspørgsmål d

- d) Kan sortmundet kutling forhindre udbredelse af angiospermer (f.eks. ålegræs) eller nedsætte deres formering, så deres dækningsgrad eller dybdeudbredelse i kystnære områder ændres, og kvalitetselementet derfor påvirkes?

Søgetermer i Scopus

TITLE-ABS-KEY ((round W/1 goby) OR (neogobius W/1 melanostomus)) AND ((angiosperm*) OR (eelgrass*) OR (eel W/1 grass*) OR (zostera*) OR (sea W/1 grass*) OR (potamogeton) OR (pondweed*)) = 4 hits (artikler)

Udvælgelse af artikler

Trin 1: Artikler fundet i Scopus (4) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 3 artikler indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 3 udvalgte artikler gennemlæses, hvilket medførte, at ingen artikler blev læst.

Primærspørgsmål e

- e) Kan sortmundet kutling via fjernelse af muslinger øge mængden af fytoplankton, så klorofyl koncentration øges og sigtedybden nedsættes?

Søgetermer i Scopus

TITLE-ABS-KEY ((round W/1 goby) OR (neogobius W/1 melanostomus)) AND ((phytoplankton) OR (chlorophyll) OR (microalgae) OR (secchi W/1 depth) OR (chlorophyll W/1 a)) = 58 hits (55 artikler, 3 reviews)

Udvælgelse af artikler

Trin 1: Artikler og reviews fundet i Scopus (58) sorteres ud fra relevant titel. Dette medfører, at 24 artikler og 1 review indgår i næste sorteringsanalyse.

Trin 2: Abstracts fra de 24 udvalgte artikler og 1 review gennemlæses, hvilket medførte, at 3 artikler og 1 review blev læst.

Trin 3: Ud af disse artikler og review, vil 3 artikler indgå i den endelige analyse af sort-mundet kutlings påvirkning på kvalitetselementet fytoplankton.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk