

Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø- og naturforholdene i Lillebælt

Karen Timmermann, Annette Bruhn, Daniel Taylor, Jens Kjerulf Petersen, Jesper Christensen, Jon C. Svendsen, Karsten Dahl, Mogens Flindt, Niels Svane, Paula Canal-Verges, Pernille Nielsen, Rune Steinfurth, Timi Banke og Troels Lange

DTU Aqua-rapport nr. 405-2022



Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø- og naturforholdene i Lillebælt

Karen Timmermann¹, Annette Bruhn², Daniel Taylor¹, Jens Kjerulf Petersen¹, Jesper Christensen², Jon C. Svendsen¹, Karsten Dahl², Mogens Flindt³, Niels Svane³, Paula Canal-Verges³, Pernille Nielsen¹, Rune Steinfurth³, Timi Banke³ og Troels Lange³

¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet

² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

³ Biologisk Institut, Syddansk Universitet

DTU Aqua-rapport nr. 405-2022

Kolofon

Titel:	Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø- og naturforholdene i Lillebælt
Forfattere:	Karen Timmermann ¹ , Annette Bruhn ² , Daniel Taylor ¹ , Jens Kjerulf Petersen ¹ , Jesper Christensen ² , Jon C. Svendsen ¹ , Karsten Dahl ² , Mogens Flindt ³ , Niels Svane ³ , Paula Canal-Verges ³ , Pernille Nielsen ¹ , Rune Steinfurth ³ , Timi Banke ³ og Troels Lange ³ ¹ DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet ² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet ³ Biologisk Institut, Syddansk Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	405-2022
År:	August 2022
Reference:	Timmermann, K., Bruhn, A., Taylor, D., Petersen, J.K., Christensen, J., Svendsen, J.C., Dahl, K., Flindt, M., Svane, N., Canal-Verges, P., Nielsen, P., Steinfurth, R., Banke, T. & Lange, T. Virkemidler og tiltag til forbedring af miljø- og naturforholdene i Lillebælt. DTU Aqua-rapport nr. 405-2022. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp.
Forsidefoto:	Lillebælt. Foto: Sten B. Frandsen
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-333-0

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

Forord

Miljø- og naturtilstanden i Lillebælt er presset af bl.a. eutrofiering med iltvind mm. til følge, trawlfiskeri, miljøfremmede stoffer og manglende levesteder for dyr og planter. Vandområderne i Lillebælt lever ikke op til kravene i vandrammedirektivet og N2000-områderne er ikke i gunstig bevaringsstatus, som krævet af habitatdirektivet. Der meldes om nedgang i fiskebestande, og den marine biodiversitet er fortsat under pres. Fra national side er der igangsat en række initiativer i form af næringsstofreduktioner fra land, som på sigt forventes at bidrage til forbedret miljøtilstand i danske vandområder, herunder Lillebælt. Men andre presfaktorer kan også have en betydning. Aktiv naturrestaurering og forvaltningstiltag direkte i det marine miljø kan ligeledes bidrage til at forbedre miljø- og naturforhold og kan være afgørende for, at forsvundne levesteder som ålegræsbede, tangskove og stenrev kan komme tilbage til Lillebælt. For at forbedre miljø- og naturtilstanden i Lillebælt har kommunerne i oplandet til Lillebælt taget initiativ til et forprojekt til belysning af miljøtilstand, presfaktorer og mulige virkemidler til forbedring af miljø – og naturtilstanden i Lillebælt. Forprojektet skal kvalificere et større projekt ”Liv i Lillebælt”, hvor Lillebæltskommunerne ved inddragelse af en række aktører, herunder forskere, frivillige borgere, erhvervsliv, NGO’er m.m., skal bidrage til forbedrede miljø- og naturforholdene i Lillebælt. I nærværende rapport belyses mulige virkemidler og tiltag, der kan anvendes til at forbedre miljø- og naturforholdene i Lillebælt. Arbejdet er støttet af VELUX Fonden og udført af forskere ved DTU, AU og SDU gennem Center for Marin Naturgenopretning. Lillebæltskommunerne har haft et rapportudkast til kommentering. Valg af metoder samt beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været forfatterens beslutning og ansvar. Beskrivelserne af de enkelte virkemidler har været diskuteret i forfattergruppen, men er alene udarbejdet og tiltrådt af de enkelte forfattere.

Indhold

Opsummering	5
1. Indledning.....	6
2. Beskrivelser af virkemidler og tiltag.....	8
2.1 Etablering af ålegræsbede	8
2.2 Etablering af stenrev	11
2.3 Etablering af biogene rev (muslingebanker).....	17
2.4 Biohuts	22
2.5 Beskyttede områder (MPAs): Ophør af fiskeri med bundsløbende redskaber	27
2.6 Muslingeopdræt.....	31
2.7 Dyrkning af sukkertang.....	36
2.8 Fangst af strandkrabber og søstjerner	41
2.9 Naturbaserede løsninger (NbS) til kystbeskyttelse	43
3. Samlet oversigt over virkemidlerne og deres økosystemtjenester	47

Opsummering

Denne rapport beskriver status for viden om ni potentielle marine virkemidler og tiltag, der kan anvendes til at forbedre miljø- og naturforholdene i Lillebælt. De ni potentielle virkemidler inkluderer: Etablering af ålegræs, etablering af stenrev, etablering af biogene rev, anvendelse af biohuts, dyrkning af muslinger og tang i vandsøjlen, opfiskning af krabber og søstjerner, områder beskyttet mod trawlfiskeri (MPAs) og anvendelse af naturbaserede løsninger til klima-sikring af kysterne. Virkemiddelbeskrivelserne har fokus på de forventede økosystemtjenester relateret til biodiversitet, natur og miljø, men andre økosystemtjenester associeret med virkemidlerne beskrives også. Anvendeligheden og effekterne af de forskellige virkemidler og tiltag til miljø- og naturgenopretning afhænger i høj grad af lokale fysiske og miljømæssige forhold, og derfor vil der være stor forskel på, hvor virkemidlerne kan placeres. Såfremt der findes viden om kriterierne for anvendelse, så indgår det i virkemiddelbeskrivelsen. Vidensgrundlaget for de beskrevne virkemidler er meget varierende og status for eksisterende vidensgrundlag er, ligesom områder hvor der mangler viden, inkluderet i beskrivelserne.

1. Indledning

Danmarks havmiljø omfatter en rigdom af lavvandede kystnære økosystemer med en mangfoldig flora og fauna, og kystnaturen er Danmarks globalt set vigtigste bidrag til klodens biodiversitet. På trods af årtiers indsats for at forbedre vandkvaliteten, lever de marine vandområder ikke op til kravet om god økologisk tilstand, som er målet i Vandrammedirektivet og de marine arter og habitater har ikke opnået gunstig bevaringsstatus, som er kravet i Habitatdirektivet. Dette er også gældende for Lillebæltsområdet, som er et meget diversitetsrigt havområde med dybe og strømfyldte områder, beskyttede fjorde og store lavvandede flader. Den store variabilitet i både fysiske, kemiske og biologiske forhold bidrager til at gøre Lillebæltsområdet til et vigtigt levested for ynglende og trækkende fugle, som havørn, rørhøg, plettet rørvagtel, engsnarre, klyde, bjergand, edderfugl, hvinand og toppet skallesluger og er derudover vigtig for marsvin, som er den eneste fastboende hval i danske farvande. Men også i Lillebælt er der sket tab af biodiversitet og essentielle habitater, og tilstanden for havmiljøet, arterne og habitaterne er forsat dårligere end krævet af EU-direktiverne. Ålegræsengene, som er vigtige leve- og opvækststeder for bl.a. voksne fisk og fiskeyngel, er presset ind på lavere vand pga. manglende lys. Stenrevene er blevet bortfisket og makroalgerne kan vokse færre steder både pga. de manglende sten og for lidt lys. Og der er ikke tegn på fremgang for bunddyrene eller for de fleste fiske- og fuglearter.

Presfaktorer som eutrofiering, iltsvind og fiskeri med bundsløbende redskaber påvirker store havområder i Lillebælt, hvilket medfører tab af habitater og forringelse af miljø- og naturkvaliteten i Lillebælt. Eutrofieringen er stadig for stor, hvilket hæmmer bl.a. udbredelsen af ålegræsenge og makroalger, og skaber udbredt iltsvind særligt i den sydlige del af Lillebælt. Der er et omfattende fiskeri med bundsløbende redskaber særligt i den sydligste del af Lillebæltsområdet, hvilket bidrager til forstyrrelse af havbunden. Reduktion af presfaktorerne er en nødvendig betingelse for at opnå god økologisk tilstand og gunstig bevaringsstatus i Lillebælt og de tilstødende fjorde, bugter og vige. Men selv med en reduktion i presfaktorerne vil det tage lang tid (dekader) at få genskabt tabte habitater og øge miljø- og naturkvaliteten ad naturlig vej, idet der er betragtelige tidsforsinkelser i økosystemernes respons. Fx kan det tage flere år fra næringsstofudledningerne reduceres til lysforholdene forbedres, og det kan igen tage år og muligvis dekader før ålegræsset responderer fuldt ud på de forbedrede lysforhold og breder sig til større vanddybder. I nogle tilfælde, som fx stenrev, er tabet af habitater irreversibelt og de associerede tangskove vil ikke blive gendannet selvom lysforholdene forbedres. Aktiv naturrestaurering med (gen)etablering af essentielle habitater vil reducere tidsforsinkelsen og bidrage til øget biodiversitet og en gendannelse af de kystnære økosystemers naturlige struktur og funktion.

Der er ikke mange erfaringer med aktiv marin naturrestaurering, hverken i Danmark eller internationalt, men de eksisterende erfaringer tyder på, at aktiv marin naturrestaurering både er mulig og også har en gavnlig effekt på de marine miljø- og naturforhold.

Marine virkemidler og tiltag er karakteriseret ved at være implementeret i det marine miljø og virke direkte på vandkvaliteten, marine levesteder og/eller marine organismer og arter. Internationalt er der igangværende forsøg med marin naturgenopretning, men vidensgrundlaget til effektiv implementering af virkemidlerne og dokumentation for effekterne er stadig mangelfulde.

I denne rapport opsummeres eksisterende viden om de væsentligste marine virkemidler og tiltag, som kan implementeres i Lillebæltsområdet og bidrage til at forbedre miljø- og naturforholdene. Effekten af marine virkemidler afhænger i høj grad af lokale fysiske og miljømæssige forhold, og derfor vil der være stor forskel på, hvor virkemidlerne kan placeres. I beskrivelsen af virkemidlerne indgår krav til egnede lokaliteter. De potentielle miljø- og natureffekter af de enkelte marine virkemidler er vurderet på baggrund af eksisterende data fra danske og udenlandske farvande. Der er imidlertid stor forskel på omfanget af tilgængelige data og dermed også forskel på datagrundlaget, der kan bruges til at vurdere virkemidlet.

2. Beskrivelser af virkemidler og tiltag

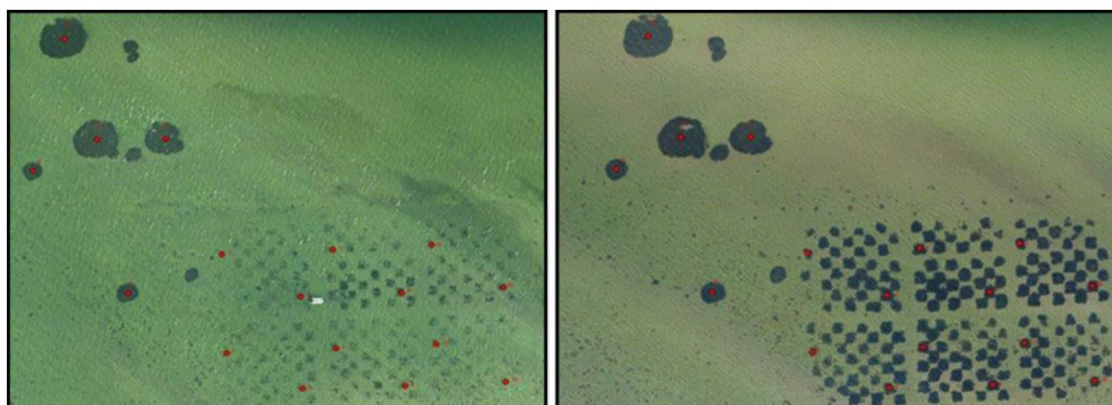
2.1 Etablering af ålegræsbede

Mogens Flindt, Troels Lange, Rune Steinfurth, Timi Banke, Niels Svane & Paula Canal-Verges

Kort beskrivelse af virkemidlet

Genetablering af ålegræs er nødvendig naturgenopretning, idet ålegræsset udbredelse er gået kraftigt tilbage de seneste 30-40 år. Selv om næringsstofbelastningen er reduceret siden 1980'erne, har ålegræsset ikke evnet at retablere sig naturligt via frøformering og skudtilvækst.

Aktiv retablering af ålegræs foregår ved, at der nænsomt høstes ålegræsskud fra lokale ålegræsbede (donorbede). Disse skud monteres på jernsøm, og plantes i veldefinerede mønstre med tilstrækkelig afstand, så alle skud kan tætnes og vokse ud i ny nøgenbund (Figur 2.1.1). Denne rodstængelvækst sikrer hurtigt tilstrækkeligt tætte nye bede, som i løbet af 1-3 år realiserer alle de positive økosystemtjenester, der understøtter udvikling mod en forbedret natur- og miljøtilstand (Lange et al. 2020).



Figur 2.1.1: Dronefoto af skakternstransplantationer i Horsens Fjord i 2018 (Venstre) og 2019 (højre). Nogle små naturlige moderbede kan ses i det nordvestlige hjørne. De røde prikker angiver de punkter som bruges til beregning af arealudbredelsen (Foto: Niels Svane). Figur og figurtekst er fra Lange et al., 2020.

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

Ålegræsenge yder mange vigtige og dokumenterede økosystemtjenester, hvilket gør det vigtigt at hjælpe planten med at genvinde terræn.

En kort liste med de vigtigste økosystemtjenester inkluderer:

- Beskyttelse af kysterne mod erosion ved at dæmpe strøm og bølger (Bouma et al., 2005).
- Forbedring af bundnære lysforhold (Orth et al., 2012)
- Reduktion af resuspensionsfrekvens og -styrke (Widdows et al., 2008).
- Optag og immobilisering af kvælstof og fosfor når planterne vokser (Flindt 1998) så næringsstofferne bliver utilgængelige for lyssvækkende planteplankton og hurtigt voksende makroalger i vækstsæsonen.

- Udgør et stabilt fødegrundlag, da ålegræsset i modsætning til hurtigt voksende makroalger er permanent tilstede.
- Vigtigt leve- og skjulested for smådyr og fiskeyngel (Schwartzkopf et al., 2020), hvilket sikrer af stabile fødekæder.
- Højere dyretæthed og biodiversitet end på nøgenbunden (Bruhn et al. 2020, Lange et al. 2022, Orth et al. 2020).
- Oxidering af rodzonen, hvilket resulterer i at reducerede jernforbindelser oxideres og fælder ud i rodzonen, som herved får en øget fosfor-adsorptionskapacitet.

Udplantes ålegræs strategisk hensigtsmæssigt, således at flest mulige skud har adgang til nye nøgenbundsarealer, kan ålegræsset ved rodstængelvækst mangedoble det samlede areal over en årrække.

Selvom økosystemtjenester associeret til ålegræsenge er kvalitativt dokumenteret for fjorde/estuarier rundt om i verdenen, er der større usikkerhed om de kvantitative effekter på økosystemniveau og økosystemtjenesterne er endnu ikke kvantificeret for danske forhold. Der findes ikke mange kvantitative data på virkemidlets (forventede) miljø- og naturforbedrende økosystemtjenester fx arealspecifikke processer eller ændringer i biomasser, såsom øget biodiversitet, flere fisk, forbedret sigtddybde, permanent C-, N- og P-immobilisering eller immobilisering igennem vækstsæsonen mht. opbygning af biomasse over sæsonen etc.

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Ålegræssets beskyttelse af havbunden sikrer, at der potentielt opstår en permanent lagring af CO₂, kvælstof og fosfor i sedimentet. De lagrede puljer er afhængige af eksponerings- og/eller beskyttelsesgraden på retableringslokaliteten, hvorved begravelses/lagringspotentialet bliver meget variabelt.

Potentielle uønskede effekter

Da retablering af ålegræs er naturgenopretning, findes der ingen negative effekter. Nye områder bør dog placeres hensigtsmæssigt i forhold til anden brug af havområderne. Man bør også overveje, om der er tilstrækkelige lokale donorbede til at understøtte storskalaudplantninger.

Krav til placering

I planlægningen af nye udplantningsområder er det vigtigt at sikre, at de værste presfaktorer reduceres tilstrækkeligt til, at ålegræsset kan etableres. Dette gælder både fysiske, kemiske, biogeokemiske og biologiske presfaktorer. De kritiske tærskelværdier for diverse presfaktorer er beskrevet i Flindt et al. (2016).

Fysisk må der ikke være for voldsomt bølgepres eller kraftig strøm (shear stress < 0,0-0,5 N m⁻² s⁻¹), da det vil destruere de nyanlagte ålegræsskud. Bundforholdene må heller ikke være for mudrede (LOI < 3%), idet røddernes forankringskapacitet er nedsat i sedimenter med højt vandindhold. Alternativt bør der sand-cappes (lag af rent sand lægges ovenpå eksisterende havbund, som er blevet for mudrede/organisk berigede) inden udplantningerne foretages (Flindt et al. 2022), og ellers bør der findes områder som allerede er sandede. Afhængigt af belastningsforholdene bør der heller ikke udplantes ålegræs i de indre dele af danske fjorde, og heller ikke nær ferske punktkilder, da ålegræsset ikke evner retablering ved lave saltholdigheder (< 5 PSU). Endvidere vil de indre dele af fjordene, indeholde for høje næringssaltskoncentrationer

(DIN > 40-50 µg l⁻¹), som resulterer i at ålegræsskuddene overvokses af epifytter, som svækker lysforholdene. I de samme næringsrige områder vil der også opstå problemer med opportunistiske makroalger som vil overlejlre det nyudplantede ålegræs, hvilket også reducerer deres vækstmuligheder. Endelig kan for høje tætheder af sandorm også udgøre et problem, da sandorms ædemekanisme kan resultere i tab af ålegræsskud, enten ved at de begraves eller ved at de via fækaliieproduktionen løftes ud ad sedimentet og flyder væk.

Oftest udplanter SDU på dybder fra 1,5-2,5 meter, hvor bølgepresset er noget reduceret, mens lysforholdene stadig er gunstige.

Vidensgrundlag

Vidensgrundlaget er både felt- og modelbaseret. Nye ålegræsudplantninger følges i felten ved at skududviklingen og tætningsprocessen følges. I starten monitoreres der manuelt ved tællinger af skud (Lange et al. 2022), men allerede efter 1 år er de nye ålegræsbede tætnet tilstrækkeligt til at skududviklingen og rodstængel- og skud-udbredelsen ud i nye nøgenbundsområder kan monitoreres via droneoptagelser (Svane et al. 2021).

Der er ikke mange studier som kvantitativt har opgjort alle de vigtigste økosystemtjenester for udplantninger på storskala-niveau. I Virginia (Orth et al. 2020) og i Horsens Fjord (Bruhn et al. 2020) er økosystemtjenesterne opgjort både kvantitativt og arealspecifikt. Disse første resultater indikerer at naturgenopretningen af ålegræs har store positive effekter. Der er signifikant forskel på økosystemtjenesterne på den nøgne sandbund og i de nye ålegræsområder (Lange et al. 2020).

Hvilken viden mangler?

Der mangler stadig meget viden til at understøtte optimale transplantations-teknikker og strategier. Her spiller formålet med udplantningen en stor rolle, idet anlægsstrategier for at ålegræs-udplantninger af hensyn til naturgenopretning vil være forskellige fra udplantning hvor formålet er klimakreditperspektiver. Disse to forskellige motiver resulterer i at udplantningerne initialt bliver mere tætte eller mere spredte.

Der mangler ligeledes tilstrækkelige udplantninger til at kunne vurdere/måle variabiliteten af de realiserede økosystemtjenester som funktion af udplantningernes placering. Disse resultater vil komme løbende i de kommende år, hvor økosystemtjenesterne i udplantninger i Vejle Fjord, Horsens Fjord, Lunkebugten, Horsens Fjord og Odense Fjord bliver gennemanalyseret.

Citeret litteratur

Bouma TJ, De Vries MB, Low E, Peralta G, Tanczos IC, van de Koppel J., Herman PMJ (2005) TRADE-OFFS RELATED TO ECOSYSTEM ENGINEERING: A CASE STUDY ON STIFFNESS OF EMERGING MACROPHYTES. Ecology 86: 2187-2199

Annette Bruhn (red), Mogens R. Flindt, Berit Hasler, Dorte Krause-Jensen, Martin Mørk Larsen, Marie Maar, Jens Kjerulf Petersen og Karen Timmermann. DCE rapport 368, 122 sider. ISBN: 978-87-7156-475-4

Mogens R. Flindt, Kadri Kuusemae, Troels Lange, Nele S. Wendländer, Nicolaj Aaskoven, Sonja Winter, Ana I. Sousa, Erik K. Rasmussen, Paula Canal-Verges, Rod M. Connolly & Erik

Kristensen. 2022. Sand-capping of muddy sediment improves benthic light conditions and sediment anchoring capacity to support recovery of eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Sea Research*. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102177>.

Flindt, M.R., Rasmussen, E.K, Valdemarsen, T., Erichsen, A., Kaas, H. & P. Canal-Vergés. 2016. Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. *Ecological Modelling*, Vol 338: 122-134.

Lange et al. 2020. Storskala transplantation af ålegræs. *Vand & Jord*. Vol 1: 12-16.

Orth RJ, Lefcheck JS, Mcglathery KS, Aoki L, Luckenbach MW, Moore KA, Oreska MPJ, Snyder R, Wilcox DJ, and Lusk B (2020). Restoration of seagrass habitat leads to rapid recovery of coastal ecosystem services. *Science Advances* **6**:6434.

Robert J. Orth, Kenneth A. Moore, Scott R. Marion, David J. Wilcox, David B. Parrish. 2012. Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *MEPS*. Vol. 448: 177–195, 2012 doi: 10.3354/meps09522

Schwartzkopf et al., (2020) Temporal and habitat differences in the juvenile demersal fish community at a marine-dominated northeast Pacific estuary. *Fisheries Research* **277**: 105557

Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, and Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* **418**:119-130

Widdows J et al., (2008) Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *MEPS* **358**:125-136

Valdemarsen T, Wendelboe K, Egelund JT, Kristensen E, and Flindt MR (2011) Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **410**:45-52

2.2 Etablering af stenrev

Karsten Dahl og Jon C. Svendsen

Kort beskrivelse af virkemidlet

Stenrev er levested for makroalger og bunddyr, som er tilpasset til at sidde fast på et hårdt substrat eller til at leve ved og mellem sten og de fasthæftede dyr og alger. Biologiske samfund på stenrev er meget synlige modsat samfund, der primært lever nede i havbunden, hvor sedimentet består af mudder, sand og grus. På lavere vanddybde med tilstrækkeligt lys kan man opnå høje biomasser af makroalger. Tangskoven giver ligeledes muligheder for fødesøgning og skjul til fisk. Skjul mellem sten kan forhindre, at fisk bliver ædt af rovdyr og kan ligeledes være en energimæssig fordel for arter som torsk. Nogle fiskearter gyder ved stenrev og tangskove. Stenrev er ligeledes foretrukne levesteder for den lille hval marsvinet.

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

I relation til tangskove, er økosystemtjenesten stærkt afhængig af lysnedtrængningen i vandsøjlen. Ved lavere vanddybder opnås høje biomasser af makroalger (tang) og en stor fysisk heterogenitet genereret af både sten og tangskoven.

Undersøgelser lavet ved Læsø Trindel viste, at restaurering af stenrevet efter 3½ år øgede biomassen af makroalger med næsten en faktor 6 og fauna med en faktor 14 (Stenberg et al,

2015). Undersøgelser på udlagte stenrev ved Læsø og Sønderborg Bugt har vist betydelige effekter for en række fiskearter. Stenrev udlagt i Sønderborg Bugt gav bl.a. omkring 100 gange flere torsk i lokalområdet. Andre fiskearter som havkaruds og to-plettet kutling, der er byttefisk for større torskefisk, steg ligeledes i forekomst i lokalområderne (Wilms et al. 2021; Svendsen et al., 2022). Lignende resultater er opnået på udlagte stenrev ved Læsø (Kristensen et al., 2017), hvor man også fandt en mere betydelig andel af større fisk efter udlægning af stenrevene (Støtrup et al., 2014). Man har set lignende reveffekter ved naturligt forekommende stenrev i Danmark (Rhodes et al., 2020; Wilms et al., 2022). Marsvin reagerer ofte positivt på udlagte stenrev. Det så man fx efter udlægning af stenrev ved Læsø, hvor man registrerede en øget forekomst af marsvin i området (Mikkelsen et al., 2013). Den øgede forekomst skyldes formodentligt et bedre fødegrundlag for marsvin ved stenrev (Mikkelsen et al., 2013).

Klimakssamfund indfinder sig først i gennemsnit efter ca. 10-12 år efter udlægningen af sten (Dahl, personlige observation fra stenrevsmonitoringen). De reelle, langsigtede effekter af udlagte stenrev er derfor endnu ikke dokumenteret.

En undersøgelse på naturlige lavvandede stenrev ved Mejl Flak viste betydeligt højere biomasser på rev end på den omkringliggende sandede, grusede og småstenede havbund (Dahl et al., 2005). En anden undersøgelse fra Hatter Barn viste, at biomasserne på stenrev aftog ret betydelig med stigende dybde, samtidig med at samfundet skiftede fra et algedomineret samfund til et faunadomineret samfund (Dahl et al., 2015).

Endelig er det påvist ved undersøgelser både ved Læsø Trindel og på naturlige rev i Flensborg Fjord, at der er en positiv signifikant sammenhæng mellem biomasse af makroalger pr. m² havbund og biomasserne af forskellige fritlevende faunaorganismer (Svendsen et al., 2022). Det betyder, at tætte tangskove ofte huser store forekomster af fritlevende smådyr, der igen udgør fødegrundlaget for mange fiskearter. Ligesom hårbundsfauna associeret med stenrev (fx muslinger) udgør fødegrundlag for visse fiske- og fuglearter.

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Stenrev kan bidrage med at stabilisere havbunden og øger ofte bundens ruhed, hvorved vandhastigheden nedsættes over bunden. Derved kan stenrev mindske og i nogle tilfælde hindre sedimenttransport. Stenrev kan derfor have en gunstig virkning for at modvirke kysterosion. Rev anvendes i stigende grad til kystbeskyttelse i udlandet, og ideen kan muligvis anvendes herhjemme. Stenrev kan fremme mulighederne for rekreativt fiskeri, heriblandt lystfiskeri og fritidsfiskeri. Rekreative aktiviteter som snorkling og dykning udføres ofte ved eller på stenrev. Visse steder har man udlagt formidlingsstenrev vinkelret fra kysten, så folk kan opnå bedre indsigt i livet i havet. Dette er bl.a. udført i Sønderborg Bugt, hvor der er opsat undervands-skilte med billeder af revets beboere til folk, der snorkler i området. I udlandet har man udlagt forskellige former for rev i et forsøg på at give bedre forhold for surfere. Der er lignende spirende ideer i Danmark.

Potentielle uønskede effekter

Etablering af stenrev, særligt i områder uden eksisterende hårde substrater, kan fungere som trædesten for indvandring af ikke-hjemmehørende arter, hvor man skal være særligt opmærksom på invasive arter.

Etablering eller restaurering af stenrev kan også betyde, at de naturlige habitater, der i forvejen findes på den stenløse havbund, vil gå tabt eller blive stærkt forringet. Herved fjernes levesteder for arter som typisk lever nede i havbunden eller som er tilpasset finere sedimentbunde. Det gælder for en række invertebrater, men også for visse fiskearter. Fladfisk lever således typisk på sandbund, og forekomsten af fladfisk kan påvirkes negativt af stenrev, fordi sandbunden er dækket af sten (Rhodes et al., 2020; Wilms et al., 2022). Den negative betydning af stenrevsudlægning for fladfisk kan dog være ret begrænset (Støttrup et al., 2014). Andre fiskearter, der fortrækker sandbund, kan ligeledes blive påvirket negativt af stenrev (Rhodes et al., 2020). Stenrevseffekten for fladfisk og lignende fiskearter kan måske reduceres ved at sprede udlagte stenrev.

Tiltrækning af arter som fx torsk til revlokaliteter, kan føre til et øget fangsttryk fra det rekreative og kommercielle fiskeri. Øgede landinger kan have en negativ virkning for lokale fiskebestande. Denne negative effekt kan minimeres ved at begrænse eller stoppe egentligt fiskeri ved udlagte stenrev eller i dele af stenrevsområdet.

Der er endvidere særlige problemstillinger i Natura 2000 områder, hvor udlægning af stenrev ikke bør ske, hvor rev vil påvirke andre beskyttede naturtyper som fx sandbanker. Tilsvarende bør det undersøges, om der er konflikter med arter udpeget i fuglebeskyttelsesområder. Omvendt kan udlægning af stenrev fremme den beskyttede naturtype stenrev (1170; rev) i Natura 2000 områder, hvor rev er udpegningsgrundlag for området.

Det kan ikke udelukkes at etablering af kystnære stenrev, der ikke tidligere har været i området, kan medføre øget kysterosion i strømfyldte farvande.

Krav til placering

Hvis man vil genskabe det naturlige undersøiske landskab, som er påvirket af stenfiskeri gennem mere end 100 år, bør man identificere bundtyper, der består af ral, mindre sten og spredte større sten, og det kan evt. undersøges, om dybdeforholdene er ændret, samt om der er dokumenteret stenfiskeri i området (Støttrup et al., 2017).

Lysforholdene er endvidere meget essentielle for, hvad man kan opnå ved udlægning af sten i relation til tangskove. Overvågning øst for Flækøjet i det sydlige Lillebælt viser fx, at tætte tangskove med et højt bidrag af store brunalger afløses af faunasamfund over et ret begrænset dybdeinterval fra 11 til 14 meter (Dahl pers obs).

Hvis man vil etablere stenrev i områder, hvor det ikke har været muligt at påvise stenfiskeri (der mange steder har fundet sted alligevel), så er det vigtigt, at man sikrer sig, at havbunden kan bære revene. Det er ligeledes vigtigt, at man overvejer risici i relation til sedimentation (tilsanding) af udlagte stenrev. Det er også vigtigt, at man overvejer forhold som etablerede sejlrunder, der kan forstyrres eller umuliggøres af stenrev. Udlægning af stenrev skal ligeledes tilpasses i forhold til andre interesser til havs, heriblandt fiskeri, strømførende kabler, gasledninger, havneudvidelser, klapning (dumpning af sediment) og råstofindvinding (Svendsen et al., 2022). Disse forhold skal afklares grundigt, inden man ansøger myndighederne om tilladelse til at udlægge stenrev.

I relation til fisk er det vigtigt, at de fysiske og biologiske forhold overordnet set er i orden, inden man etablerer stenrev. Her er det især vigtigt, at man lokalt undersøger risici for iltsvind. Alle fisk er afhængige af gode iltforhold, men danske farvande har i mange år oplevet forringede iltforhold. Hvis fisk skal have et stort udbytte af udlagte stenrev, skal det lokale område ikke være påvirket af iltsvind. Opgørelser fra Århus Universitet (bl.a. NOVANA-rapporter) viser udbredelsen af iltsvind i danske farvande. Iltsvind forekommer hovedsageligt i perioden juli – november. Risici for iltsvind kan minimeres ved at flytte projektet til et andet geografisk område, der har bedre iltforhold. Alternativt kan et planlagt stenrev rykkes til lavere vanddybder, hvor iltsvind ofte er mindre sandsynligt. Her skal man være opmærksom på, at lokale havstrømme kan flytte iltsvind ind på lavere vanddybder.

Lokalområdets temperaturforhold er ligeledes vigtige. Et givent område er uegnet til en given fiskeart, hvis vandet fx bliver for varmt i den periode, hvor man gerne vil have, at fiskearten er til stede ved stenrevet. Det kan fx gøre sig gældende om sommeren, hvor kystnære områder opvarmes kraftigt i Danmark.

I relation til fisk er det ligeledes vigtigt, at evt. eftertragtede fiskearter er til stede i lokalområdet. Det er med andre ord usandsynligt, at en given eftertragtet fiskeart indfinder sig på et udlagt stenrev, hvis fiskearten er fraværende i lokalområdet. Udlægning af stenrev i Limfjorden gav således ikke torsk ved revene, formodentligt fordi torsk kun er til stede i ubetydelige omfang i Limfjorden. Endvidere er stenrevet stadig nyanlagt og den fulde effekt forventes ikke at være opnået.

Vidensgrundlag

Naturgenopretning af stenrev er gennemført flere steder fx ved Læsø Trindel (Blue reef projektet), og på flere lokaliteter omkring Als i det sydlige Lillebælt og ved Spodsbjerg nord for Hundested.

Projekterne har på forskellig vis dokumenteret positive effekter af etableringen, hvilket er beskrevet i både rapporter og videnskabelige artikler (Støttrup et al., 2014; Støttrup et al., 2017; Kristensen et al., 2017; Rhodes et al., 2020; Wilms et al., 2021; Wilms et al., 2022; Svendsen et al., 2022).

Fælles for undersøgelserne gælder dog, at tidsrammen for undersøgelserne har været utilstrækkelig. Et udlagt stenrev er formodentligt først fuldt koloniseret med stabile populationer af tang, fisk m.m. efter 10-12 år. Hidtil har man kun undersøgt udlagte stenrev efter en periode på op til 3-5 år. Det betyder, at en ordentlig evaluering ikke er gennemført efter den årrække, som er nødvendig for, at klimakssamfund har indfundet sig (dvs. når alle arter er til stede i stabile antal). Der er derfor behov for undersøgelser med en længere tidshorisont.

Andre stenrevsprojekter er sat i gang i Roskilde Fjord, Tårnbæk Rev, Køge Bugt, Gilleleje Flak, Båring Vig og Tybrind Vig. Effekterne af en del af disse projekter undersøges videnskabeligt, men resultaterne vil tidligst foreligge om 3-4 år. Der er ikke planlagt egentlige undersøgelser af klimakssamfund (mindst 10-12 år efter etablering af stenrev).

Et stenrev anlagt i Limfjorden i 2017 har ikke opnået den forventede effekt. Her var målsætningen, at de udlagte sten skulle bidrage til en stor primærproduktion fra tangskoven, og at den frivogne ilt i den kritiske sommer og sensommer sæson skulle bidrage til bedre miljøforhold, hovedsageligt via immobilisering af næringsstoffer. Projektet ved Livø i Limfjorden fejlede på flere niveauer. For det første blev revet ikke koloniseret med store biomasser af iltproducerende alger, men tværtimod af iltforbrugende fauna som forudset af DCE (Dahl et al, 2020). Det skyldtes, at miljøforholdene simpelthen var for ringe mht. lys (Stæhr et al, 2020). Derudover blev et naturligt stenrev begravet i et hjørne af udlægningsområdet og endelig viste det sig efterfølgende, at nogle af revstrukturene blev lagt ud, hvor der var hestemuslinger (Dahl et al, 2020), som man generelt ønsker at beskytte. At undlade at lave en grundig forundersøgelse kan derfor frarådes. Senere undersøgelser har påvist øget forekomst af hummer ved de udlagte stenrev i Limfjorden, men derudover er der praktisk talt ikke observeret forøget forekomst af arter med rekreativ eller erhvervsmæssig interesse.

Hvilken viden mangler?

Stenrevenes økosystemtjenester forventes at afhænge af den specifikke lokalitet, herunder lys og saltholdighed. Undersøgelser af revenes biomasser af tang og bunddyr er imidlertid begrænset til få lokaliteter, hvilket gør det vanskeligt at overføre viden om stenrevenes kvantitative effekter til andre områder. Endvidere er fx effekten af stenrevenes produktion af makroalger, og deres evne til at bidrage til kulstoflagring er ikke kvantificeret for danske farvande.

Der mangler viden om stenrev på dybere vand samt i forskellige danske hav- og fjordområder, hvor forholdene kan være meget forskellige, fx i relation til salinitet. Der er dog en stigende anerkendelse af betydningen af stenrev på dybere vand (ud til 40-50 m), hvor stenrev kan give levesteder for en række vigtige arter (Beisiegel et al., 2019). Der mangler ligeledes viden i relationen til visse fiskearter, som formodes at have gavn af stenrev og tilhørende tangskove, men hvor vi endnu ikke har den fornødne viden. Det gælder bl.a. fiskearter såsom ål og sild, der måske har udbytte af stenrev. Der mangler også viden om andre fiskearter med rekreativ interesse, heriblandt ørred, som dog formodes at have gavn af kystnære stenrev. Den optimale udformning af stenrev er dårligt belyst. En enkelt sammenlignende undersøgelse af udlagte spredte stenrev og samlede stenrev har påvist effekt af stenrevs udformning (Wilms et al., 2021), men der mangler fortsat bedre viden, for eksempel i relation til den optimale højde af stenrev. De ikke-biologiske effekter af stenrev er dog ikke velbeskrevet i den videnskabelige litteratur. Det gælder stenrev som kystbeskyttelse og stenrev til fremme af rekreative interesser, heriblandt surfing.

Citeret litteratur

Beisiegel, K., Tauber, F., Gogina, M., Zettler, M.L. and Darr, A., 2019. The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2), pp.321-328.

Dahl K. et al (2005) Mejlgrund og Lillegrund Miljø- og Energiministeriet, Faglig rapport fra DMU 87s. nr.529

Dahl, K., Buur, H., Andersen, O.N., Göke, C. & Tonetta, D. 2020. Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport nr. 405 <http://dce2.au.dk/pub/SR405.pdf>

- Dahl K., Lundsteen S., Andersen, O.N., Göke, C., Rasmussen, M.B., Stæhr P.A., Grønkjær P. Gerner N. and Møhlenberg F. (2015). Habitatkvalitet og fødeproduktion (Fauna & Føde) in: C. Stenberg & L. D. Kristensen (red.). Stenrev som gyde- og opvækstområde for fisk. DTU Aqua-rapport nr. 294-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Kristensen, L.D., Støttrup, J.G., Svendsen, J.C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O.K. and Grønkjær, P., 2017. Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. *Fisheries Management and Ecology*, 24(5), pp.353-360.
- Rhodes, N., Wilms, T., Baktoft, H., Ramm, G., Bertelsen, J.L., Flávio, H., Støttrup, J.G., Kruse, B.M. and Svendsen, J.C., 2020. Comparing methodologies in marine habitat monitoring research: An assessment of species-habitat relationships as revealed by baited and unbaited remote underwater video systems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 526, p.151315.
- Schwartzbach, A., Behrens, J.W. and Svendsen, J.C., 2020. Atlantic cod *Gadus morhua* save energy on stone reefs: Implications for the attraction versus production debate in relation to reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 635, pp.81-87.
- Stenberg C., Støttrup J., Dahl K., Lundsteen S., Göke C. and Andersen O.N. (2015) Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua report no. 289-2015.
- Stæhr, P.A., Markager, S., Høgslund, S., Hansen, J.W., Tonetta, D., Upadhyay, S. & Nielsen, M.M. 2020. Stenrev som muligt kvælstofvirkemiddel. Vækstbetingelser for bentiske alger og deres betydning for ilt- og næringsstofdynamikken i Limfjorden. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 108 s. - Videnskabelig rapport nr. 394. <http://dce2.au.dk/pub/SR394.pdf>
- Støttrup, J.G., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L.D. and Richardson, K., 2014. Restoration of a temperate reef: effects on the fish community. *Open Journal of Ecology*, 4(16), p.1045.
- Støttrup, J.G., Dahl, K., Niemann, S., Stenberg, C., Reker, J., Stamphøj, E.M., Göke, C. and Svendsen, J.C., 2017. Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and lessons learnt. *Ecological Engineering*, 102, pp.468-482.
- Svendsen, J.C., Kruse, B.M., Wilms, T., Dahl, K., Buur, H., Andersen, O.G., Bertelsen, J.L. and Kindt-Larsen, L., 2022. The importance of reef habitats for fish, harbor porpoise and fisheries management. DTU Aqua report 371-2020.
- Wilms, T., 2021. Restoration and non-invasive monitoring of geogenic reefs in temperate waters. DTU Aqua PhD thesis.
- Wilms, T.J., Norðfoss, P.H., Baktoft, H., Støttrup, J.G., Kruse, B.M. and Svendsen, J.C., 2021. Restoring marine ecosystems: Spatial reef configuration triggers taxon-specific responses among early colonizers. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), pp.2936-2950.
- Wilms, T.J., Jacobsen, M.W., Hansen, B.K., Baktoft, H., Bollhorn, J., Scharff-Olsen, C.H., Bertelsen, J.L., García, E.G.A., Støttrup, J.G., Nielsen, E.E. and Svendsen, J.C., 2022. Environmental DNA reveals fine-scale habitat associations for sedentary and resident marine species across a coastal mosaic of soft-and hard-bottom habitats. *Environmental Dna*.

2.3 Etablering af biogene rev (muslingebanker)

Jens Kjerulf Petersen; Pernille Nielsen, Daniel Taylor

Kort beskrivelse af virkemidlet

Muslingearter som blåmuslinger, hestemuslinger og østers er såkaldte "økosystemingeniører", dvs. arter, der ved at være til stede i mere eller mindre tætte forekomster, i sig selv skaber levesteder (habitater) for andre organismer eller påvirker centrale økosystemprocesser. Ved at etablere nye eller genetablere tidligere forekomster af banker af muslingearter kan der leveres en række økosystemtjenester, herunder bidrage med flere eller nye habitater. Der vil i det følgende være fokus på banker af blåmuslinger, fordi der i danske farvande pt. er mest erfaring med og reelle praktiske muligheder for at etablere banker af blåmuslinger. Det er sandsynligt, at der inden for en kort årrække vil blive udviklet metoder til etablering af banker af flad europæisk østers og på lidt længere sigt hestemusling. Derimod er det her entydigt fravalgt at beskrive banker af den invasive stillehavsøsters. En del af økosystemtjenesterne og potentielt uønskede effekter af blåmuslingebanker vil også være gældende for banker af andre muslingearter.

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

Den vigtigste økosystemtjeneste af muslingebanker er at skabe levesteder for andre organismer. Blåmuslingebankerne, bestående af en mosaik af levende muslinger og døde skaller, skaber levesteder både ved at tilbyde et substrat for organismer, der kræver et hårdt materiale at sidde på, eller kan fungere som strømlæg og ved at øge produktiviteten i banken sammenlignet med områderne udenfor (Craeymeersch et al., 2018, Rasmussen 1973, Svane 1996, Ysebart et al., 2019). Muslingerne filtrerer derudover vandet for partikler og omdanner dem til muslingekød og muslingefækali, der deponeres lokalt i og omkring banken. Denne filtrering kan resultere i forbedrede bundnære lysforhold (Petersen et al., 2013). Muslingefækaliene fungerer som føde for en lang række tilknyttede organismer som små krebsdyr og orme. Der er en omfattende litteratur fra især tidevandsområder, der dokumenterer, hvordan der er en øget biodiversitet i og associeret til blåmuslingebanker sammenlignet med andre havbundshabitater uden banker (se fx sammenstilling i Craeymeersch et al., (2018)). Fra indre danske farvande – som ikke er tidevandspåvirkede – er der få studier specifikt af muslingebanker som skabere af bentisk biodiversitet fra henholdsvis Isefjord (Rasmussen 1973), Kerteminde Fjord (Svane 1996) og Limfjorden (Ysebart et al., 2009). Betydning af blåmuslingebanker er også dokumenteret i det ellers artsfattige Østersøen (Norling 2008). For makroalger er muslingebanker primært et permanent levested for de mindre makroalgearter, der sætter sig og overlever på blåmuslingerne. Fordi muslingeskallerne ikke er stabile og tunge nok til at fastholde større arter som de fleste brunalger, er muslingebanker ikke et stabilt levested for de større makroalgearter. Banker af muslingearter er ikke kun levested for fastsiddende eller infaunale (dyr der lever i sedimentet) arter, men tiltrækker også fisk og andre mobile faunaarter som større krebsdyr, fordi blandingen af fysisk struktur og fødekilder (associeret flora og fauna) gør bankerne til attraktive levesteder. Dette er vist generelt for østers og muslinger (se Hancock et al., 2018 for review) og er i danske farvande konkret dokumenteret i fx Øresund (Orfanidis et al., 2021).

En anden vigtig økosystemtjeneste leveret af muslingebanker er den effekt, filtrering af vandet medfører. Muslingernes filtrering betyder øget klarhed i vandet i og omkring bankerne og reduktion i koncentrationen af planteplankton (klorofyl) i vandfasen, hvilket kan forbedre forholdene for bundnære planter som ålegræs, makroalger og bentiske mikroalger. Dermed kan den bundnære iltproduktion styrkes til fordel for den generelle miljøtilstand. Der er en omfattende dokumentation af effekten af blåmuslingers filtrering og er i danske farvande vist i fx Limfjorden (Petersen et al., 2013 og se også referencer heri). Effekten af filtreringen kan også have effekter på

skala af hele fjorde, hvis der er en tilstrækkelig stor biomasse af muslinger i et vandområde som det fx er vist for Ringkøbing Fjord (se Petersen et al., 2008), men er også gældende i en række andre fjorde.

Den organisk berigelse i banker af muslinger og østers kan være medvirkende til at øge denitrifikationen, dvs. omdannelse af omsættelige kvælstofforbindelser til frit kvælstof, der afdamper til atmosfæren. Der er en omfattende litteratur fra især den amerikanske østkyst, der dokumenterer den øgede denitrifikation i og omkring østersrev (se fx Kellogg et al., 2013, 2014, Smyth et al., 2015) og en tilsvarende effekt kan formodes i muslingebanker i danske farvande. Den præcise effekt vil dog afhænge af de lokale forhold herunder generelle iltforhold og sedimentets oprindelige organiske indhold, før banken blev etableret.

Banker af muslinger vil binde kulstof og næringsstoffer. For særligt østers og hestemuslinger, der lever længere end blåmuslinger, vil bindingen kunne have betydning. Imidlertid vil der opstå en ligevægt på et tidspunkt (ingen yderligere tilvækst af banken), hvorved der ikke sker yderligere netto binding af materiale i banken.

Der er foretaget et enkelt dokumenteret forsøg med effekten af at etablere banker af blåmuslinger i områder, hvor muslingerne er forsvundet eller aldrig har været. I Nørrefjord blev det således vist, at udlægning af blåmuslinger havde effekt på biodiversitet af epifaunaen, dvs. dyr der sidder på blåmuslingerne eller tomme skaller, og mængden af fisk, når der blev sammenlignet med nærliggende områder uden muslinger (Kristensen et al., 2015). Bankerne var imidlertid for små til, at der kunne dokumenteres effekt på vandets klarhed eller ålegræs dækningsgrad omkring bankerne sammenlignet med udenfor (Kristensen et al., 2015).

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Banker af muslinger og andre skaldyr vil stabilisere sedimentet og dæmpe effekter af bølgeneslag og kan dermed også være medvirkende til kystbeskyttelse (Ysebaert et al., 2018). Der er eksempler herpå fra udenlandske studier og primært for østersrev, men der foreligger endnu ingen dokumentation fra danske farvande. Det kan dog antages, at tætte og navnlig store banker af muslinger vil have tilsvarende effekter også i områder uden tidevand. Til gengæld kan nedslag af bølger have strukturerende betydning for muslingebanker, fordi bølger på lavt vand har potentialet til at rykke bankerne fra hinanden og skylle klumper af blåmuslinger væk fra området.

Potentielle uønskede effekter

Hvis der ikke tidligere har været muslingebanker i det område, hvor de etableres, vil der som følge af banken kunne ske nogle ændringer af de lokale bundforhold. For det første vil der blive etableret et hårdt substrat med dertil hørende organismer i området og den lokale artssammensætning (biodiversitet) vil blive ændret (se også ovenfor). For det andet vil muslingerne gennem deres filtration fange planteplankton og andre mikroskopiske partikler og bringe dem ned på og i bunden i form af fækalier. Dermed vil der ske en lokal organisk berigelse af sedimentet med deraf følgende ændringer i sammensætning af dyre- og planteliv og ikke mindst sammensætningen af sedimentet med en væsentlig forøgelse af dets organiske materiale (Ysebaert et al., 2018). Dette kan ligeledes påvirke den lokale næringsstoffdynamik og bundens iltforbrug. Hvis muslingebanker fx placeres ovenpå sandbanker, i kystlaguner eller i ålegræsbede kan der således opstå potentielt uønskede effekter i afhængighed af områdets naturlige levesteder.

Effekter af samlokalisering af muslingebanker og ålegræsbede er ikke helt entydige, og vil afhænge af fx tætheden af muslingebankerne samt lokale sedimentforhold og hydrodynamik. Øget frigivelse af ammonium fra muslingebankerne kan således fremskynde epifytdækning, der hæmmer ålegræsset, og sulfiddannelse som funktion af deponering af muslingefækalier kan reducere bankerne egnethed som levested for ålegræs (Vinther et al., 2008). På den anden side kan øget klarhed af vandet som følge af muslingernes filtrering, sedimentstabilitet som følge af tilførsel af hårdt substrat og fremme af meiofauna (dyr < 0,5 mm) fremme ålegræsvækst (Wall et al., 2008). Afdækning af denne type blandede interaktioner er potentielt af stor betydning ved etablering af muslingebanker i relation til ålegræsbede og områdespecifikke undersøgelser vil være nødvendige ved brug af virkemidlet (Gagnon et al., 2008).

Krav til placering

Blåmuslinger trives og vokser bedst ved saltholdigheder på 15-18 PSU, temperaturer over 15°C og koncentrationer af klorofyl på mere end 2 µg l⁻¹ (se afsnit 2.6 om muslingeopdræt som virkemiddel). Blåmuslinger udviser imidlertid generelt stor plasticitet overfor omverdens faktorer og der findes blåmuslinger i alle danske vandområder i større eller mindre omfang. Generelt lever blåmuslinger på lavere vanddybder og er i Lillebælt primært fundet på vanddybder lavere end 15 m (Nielsen et al., 2014). På vanddybder lavere end 1-2 m er der sjældent større forekomster af blåmuslinger, fordi is, bølgenedslag og prædation forhindrer etablering af stabile banker. Undtagelsen er, hvor der er etableret naturlige banker i områder, der periodevist er blottet ved ebbe som fx i Vadehavet, men som også ses i områder beskyttet for bølgeeksponering i indre danske farvande som i Kerteminde Fjord (Svane et al., 1993). Traditionelt har det været antaget, at blåmuslinger primært etablerer sig på blandede bunde med hårdt materiale til fasthæftelse af larver, men i Limfjorden sker der også bundslåning af blåmuslinger på bløde mudderbunde. Der kan således ikke opstilles entydige krav til bundtype, men det kan teoretisk være problematisk at etablere banker med store tætheder af store muslinger på meget bløde mudderbunde, fordi man risikerer, at en del af den udlagte biomasse vil synke ned i muddret eller efterfølgende blive begravet i resuspenderet materiale og gå til. Store forekomster af muslingespisende fugle kan potentielt udgøre et problem for bankernes langsigtede overlevelse, men det vil afhænge meget af om fuglene opdager banken, hvor stor banken er og på hvilken vanddybde, den ligger.

Erfaringer fra Limfjorden med etablering af kommercielle muslingebanker – kulturbanker – viser, at bankerne kan placeres på mange forskellige bundtyper og at iltsvind og prædation fra søstjerner er de mest dominerende kontrollerende faktorer for bankernes overlevelse. Det kan endvidere antages, at også muslingespisende fugle kan have en betydning for bankernes overlevelse, især hvis bankerne ikke er tilstrækkeligt store. Belært af hidtidige erfaringer – som dog er sparsomme og ikke systematisk indsamlet - i indre danske farvande, så er der indikationer på, at bankerne også skal have en vis størrelse for at være levedygtige over en længere periode. Muslingebanker vil dog under alle omstændigheder ikke nødvendigvis være stabile og der er eksempler på banker, der forsvinder uden egentlig forklaring. Dette kan være en naturlig del af en relativt kortlivet arts bestandsdynamik (Dahl og Petersen 2018).

Vidensgrundlag

Der er en omfattende videnskabelig litteratur om banker af blåmuslinger, hvordan de fungerer som strukturerende økosystemkomponenter og om de økosystemtjenester muslingebanker leverer. Litteraturen er primært baseret på undersøgelser uden for danske farvande, men en lang række af effekterne vil også være gældende i danske farvande. I udvalgte danske farvande er der en stor datamængde om forekomst af blåmuslinger, det gælder fx i Limfjorden, men denne

er typisk relateret til størrelsen af bestande på skala af fjorde eller afgrænsede kystafsnit. Der er fra danske farvande en del viden om økosystemtjenester i relation til muslingernes filtrering af vandsøjlen.

Der er mindre viden om dynamikkerne i muslingebanker i områder med lav tidevandspåvirkning og høj næringsstofbelastning, forhold som typisk er gældende i de indre danske farvande. Specielt bankernes udvikling over tid er mindre kendt og der er få eller ingen forsøg, der over længere tid har fulgt kunstigt etablerede banker af blåmuslinger. Der har været lavet forsøg i Nørrefjord og tidligere også i Vejle Fjord, men ingen af disse er efterfølgende fulgt op af dokumentation af bankernes overlevelse. I regi af "Sund Vejle Fjord" kører der aktuelt forsøg med udlægning af muslingebanker og der er ligeledes vist interesse for udlægning af muslingebanker i en række andre områder. Der vil inden for en kort årrække foreligge dokumentation med erfaringerne fra "Sund Vejle Fjord". Derudover er der opsamlet en del viden om kulturbanker, men da disse er beregnet på efterfølgende fiskeri, kan erfaringerne ikke overføres en-til-en i forbindelse med naturgenopretning.

Hvilken viden mangler?

Samlet er generelle økosystemtjenester ved etablering af banker af blåmuslinger relativt kendte, men der mangler erfaringer fra flere danske områder om den konkrete betydning. Som virkemiddel mangler der erfaringer med dynamikken i menneskeskabte banker, herunder optimale størrelser, tætheder og placering i forhold til vanddybde, eksponering og vandudskiftning. Især mangler der dokumentation for bankernes "holdbarhed", dvs. evne til at forblive i det udlagte område over længere tid, herunder om bankerne er i stand til at være selvsupplerende med nyt yngelnedslag til erstatning for naturlig mortalitet. Der mangler endvidere dokumentation for de lokale økosystemtjenester.

Litteratur om virkemidlet og dets effekter

Der er som beskrevet få konkrete erfaringer med "best practice" for etablering og eventuel vedligehold samt med specifikke effekter af etablering af banker af blåmuslinger i danske farvande. Der er til gengæld en del publiceret viden om generelle økosystemtjenester af muslingebanker som refereret ovenfor og samlet i nedenstående litteraturliste.

Citeret litteratur

Craeymeersch JJ, Jansen HM 2018. Bivalve assemblages as hotspots for biodiversity. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 275-294.

Dahl K, Petersen JK 2018. Definition af biogene rev. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1992, 978-87-7175-612-8, 26 pp.

Gagnon K, Rinde E, Bengil EGT, Carugati L, Christianen MJA, Danovaro R, Gambi C, Govers LG, Kipson S, Meysick L, Pajusalu L, Kizilkaya IT, Kopel Jvd, Heide Tvd, Katwijk MMv, Boström C 2020. Facilitating foundation species: The potential for plant–bivalve interactions to improve habitat restoration success." J. Appl. Ecol. 57 (6): 1161–79.

Hancock B, zu Ermgassen P 2018. Enhanced production of finfish and large crustaceans by bivalve reefs. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 295-312.

Kellogg ML, Cornwell JC, Owens MS, Paynter KT 2013. Denitrification and nutrient assimilation on a restored oyster reef. Mar. Ecol. Prog. Ser. 480:1–19.

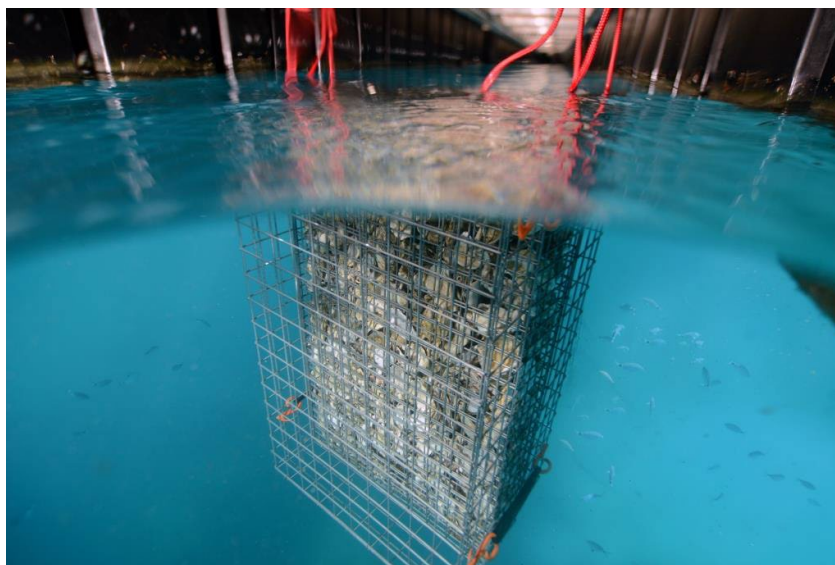
- Kellogg ML, Smyth AR, Luckenbach MW et al 2014. Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 151:156–168.
- Kristensen LD, Stenberg C, Støttrup JG, Poulsen LK, Christensen HT, Dolmer P, Landes A, Røjbek M, Thorsen SW, Holmer M, Deurs MV, Grønkjær P 2015. Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. *Appl. Ecol. Envir. Res.* 13 (3): 783-798.
- Nielsen P, Geitner K, Christoffersen M, Petersen JK 2014. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014. DTU Aqua Rapport 282-2014.
- Norling P, Kautsky N 2008. Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquat. Biol.* 4: 75-87.
- Orfanidis GA, Touloumis K, Stenberg C, Mariani P, Støttrup JG, Svendsen JC 2021. Fish assemblages in seagrass (*Zostera marina* L.) meadows and mussel reefs (*Mytilus edulis*): Implications for coastal fisheries, restoration and marine spatial planning. *Water* 2021, 13, 3268. <https://doi.org/10.3390/w13223268>
- Petersen JK, Hansen JW, Laursen MB, Clausen P, Carstensen J, Conley DJ 2008: Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510.
- Petersen JK, Maar M, Ysebart T & Herman PMJ 2013. Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 490: 137-146.
- Rasmussen E 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11: 1-507.
- Smyth AR, Piehler MF, Grabowski JH 2015. Habitat context influences nitrogen removal by restored oyster reefs. *J. Appl. Ecol.* 52 (3): 716–725.
- Svane I, Ompi M 1993. Patch dynamics in beds of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of site, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 37:187-202.
- Svane I, Setyobidiandi I 1996. Diversity of associated fauna in beds of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 45: 39-53.
- Vinther HF, Laursen JS, Holmer M 2008. Negative effects of blue mussel (*Mytilus edulis*) presence in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Flensborg Fjord, Denmark. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77 (1): 91–103.
- Wall CC, Peterson BJ, Gobler CJ 2008. Facilitation of seagrass *Zostera marina* productivity by suspension-feeding bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 357: 165-174.
- Ysebaert T, Walles B, Haner J, Hancock B 2018. Habitat modification and coastal protection by ecosystem-engineering reef-building bivalves. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 253-273.
- Ysebart T, Hart M, Hermann PMJ 2009. Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity. *Helgol. Mar. Res.* 63: 59-74.

2.4 Biohuts

Jon C. Svendsen

Kort beskrivelse af virkemidlet

Biohut er et nyt værktøj, der har potentiale til at give småfisk og andre smådyr bedre muligheder for at skjule sig og for at søge føde. Mange fiskearter oplever høj dødelighed i de juvenile faser (dvs. når fiskene er yngel). Det er derfor essentielt at give fiskeynglen gode forhold for at fremme bæredygtige lokale bestande af fisk. En biohut består af A) et ydre metalgitter (5 cm x 5 cm) og B) et indre metalgitter (2,5 cm x 2,5 cm), hvor de samlede ydre mål typisk er omkring 0,50 m x 0,80 m x 0,35 m. Det indre gitter fyldes med tomme, rengjorte østersskaller, hvorimod det ydre gitter er tomt (se figur 2.4.1). En biohut placeres typisk i havneområder, eller lignende områder, hvor den kan fastmonteres således, at den er placeret under vandoverfladen. Det ydre gitter giver småfisk mulighed for at søge skjul fra rovdyr (f.eks. større fisk), imens østersskallerne i det indre gitter giver småfiskene muligheder for at søge føde. Det skyldes, at østersskallerne bliver begroet med forskellige mindre organismer (bl.a. alger), der kan koloniseres af små krebsdyr m.m., og som bidrager til fødegrundlaget til småfiskene.



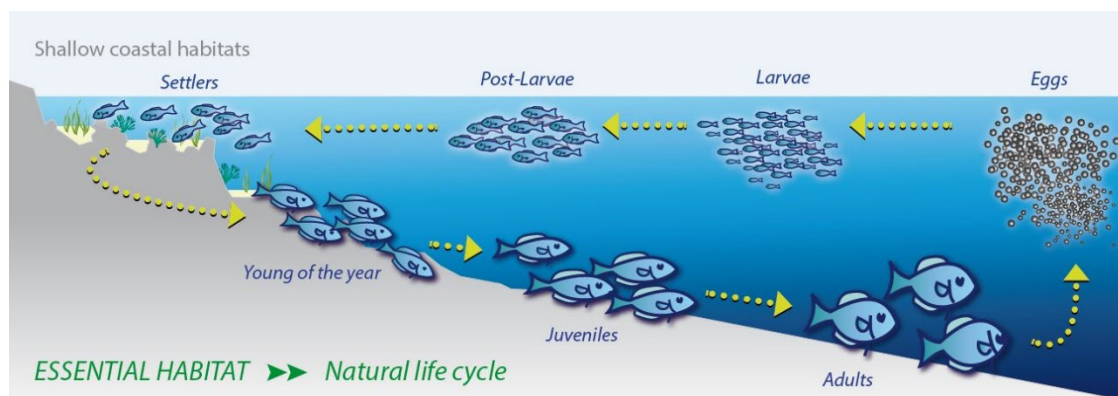
Figur 2.4.1: Illustration af en Biohut, med et indre gitter fyldt med tomme østersskaller, som bidrager til fødegrundlag for småfisk og et ydre tomt gitter, som giver småfiskene mulighed for at søge skjul fra rovdyr.

Samlet set er hensigten dermed, at biohuts fremmer overlevelsen og væksten hos fisk, der forekommer i bynære områder. Fiskene får dermed bedre mulighed for at overleve, vokse og senere reproducere, hvilket har potentiale til at fremme lokale forekomster af forskellige fiskearter. Der er på nuværende tidspunkt (2022) monteret > 100 biohuts i havne ved Lillebælt og i Københavns Havn. Det understreger interessen for at styrke lokale forekomster af fisk og fremme den lokale biodiversitet.

Økosystem tjenester som bidrager til miljø- og naturforbedring

Mange fiskearter har æg og larver, der er pelagiske (dvs. fritlevende i vandsøjlen). Fiskenes æg og larver bevæger sig rundt med strømmen, ofte i et par uger eller måneder efter fiskenes gydning. I et senere livsstadie opsøger fiskene havbunden, typisk i lavvandede, kystnære områder.

Områderne er produktive og giver gode muligheder for at søge føde og finde skjul. Det kan skyldes udbredt vegetation (f.eks. ålegræs) og andre former for struktur, der giver levesteder til fiskene (f.eks. muslingerev) i de lavvandede områder. I løbet af nogle år rykker fiskene ud på dybere vand, hvor de typisk lever resten af deres liv (Figur 2.4.2).



Figur 2.4.2: Illustration af livscyklus for mange fiskearter.

Etablering af havne og andre former for bynære miljøer betyder oftest tab af de produktive, lavvandede områder. Det skyldes hovedsageligt, at den naturlige langsomt stigende vanddybde fra land imod åbent hav erstattes af en spunsvæg eller tilsvarende struktur, der udgør havnevæggen (Figur 2.4.3). Derved tabes det produktive lavvandede område, som mange småfisk er afhængige af.



Figur 2.4.3: Typisk havnevæg, som erstatter den naturlige overgang mellem land og hav i de fleste havneanlæg.

Når en biohut placeres langs havnevæggen, så har biohut'en potentiale til at give nye levesteder til småfisk og andre mindre organismer, der har behov for skjul og fødesøgning. Ideen er, at de ydre og indre gitre, der udgør biohutten, giver fiskene henholdsvis mulighed for at opsøge et skjulested samt finde føde. Teoretisk set kan dette bidrage til højere forekomster af fisk samt

forbedret biodiversitet. Teorien er delvist støttet af videnskabelige studier fra Middelhavet. Her har man bl.a. observeret en fordobling i antallet af juvenile fisk tilhørende slægten *Diplodus*, f.eks. fiskearten sorthale (*Diplodus sargus*), ved biohuts monteret i havne (Bouchoucha et al., 2016). Man har ligeledes registreret forøget diversitet af arter samt højere tætheder ved biohuts, når man sammenligner områder med biohuts med områder uden biohuts i Middelhavet (Mercader et al., 2017). Man har endda observeret en truet fiskeart ved biohuts i havne ved Middelhavet (Mercader, Fontcuberta, et al., 2017). Et enkelt studie tyder på, at tætheder af specifikke fiskearter kan være højere ved biohuts sammenlignet med tæthederne i eksisterende naturlige områder i Middelhavet ud for Marokko (Selfati et al., 2018). Disse resultater tyder på, at biohuts kan tilbyde økosystemtjenester i form af levesteder til fisk, højere tætheder af fisk samt forøget biodiversitet. Det skal understreges, at de positive effekter er lokale i området, hvor der er etableret biohuts. Selv om disse studier virker lovende, så er der fortsat udført meget få undersøgelser af biohuts. Så vidt vides, er der ikke publiceret videnskabelige artikler vedr. biohuts, der er monteret i Danmark, men der er udført enkelte relevante studenterprojekter i Danmark. Et projekt i Århus Havn undersøgte forekomster af fisk ved biohuts og sammenlignede med relevante kontrolområder (Brodersen Møller, 2021). Projektet viste, at der hverken var flere arter eller højere tætheder ved de undersøgte biohuts i Århus Havn (Brodersen Møller, 2021). Rapporten understregede, at 1) studieperioden var kort (få måneder med relativt koldt vand), 2) undersøgelsen blev udført kun 10 måneder efter de undersøgte biohuts blev monteret i havnen, og 3) undersøgelsens datasæt (bl.a. antal målinger) var begrænset. Disse forhold kan måske forklare, at projektet ikke kunne demonstrere en tydelig positiv effekt af de undersøgte biohuts (Brodersen Møller, 2021). Biohuts er blevet overvejet som værktøj til at forbedre lokalt fiskeri i nærheden af havvindmølle-parker i Holland (van Ham et al., 2020), og biohuts fremhæves ofte som et arkitekturmæssigt værktøj til at fremme lokal biodiversitet i forbindelse udvidelse og modernisering af havne (Larsen et al., 2021; Lund, 2021). Der er et stort behov for videnskabelige undersøgelser af biohuts, der er monteret i danske farvande.

Yderligere effekter af virkemidlet

Undersøgelser i Middelhavet tyder på, at biohuts lokalt kan fremme forekomsten af visse fiskearter samt øge biodiversiteten i nogle havneområder. Yderligere effekter af biohuts er formodentligt begrænsede. Biohuts kan måske bidrage til visse rekreative aktiviteter som snorkling ved havne og et bedre lokalt havnefiskeri efter arter, der evt. trives ved biohuts i danske havne. Dette er dog kun spekulation, idet emnerne ikke er belyst af videnskabelige undersøgelser. Der er et fravær af dokumenterede erfaringer med biohuts i danske havne.

Potentielle uønskede effekter

Biohuts i danske farvande er ikke blevet undersøgt af fagfællebedømte studier (publiceret som videnskabelige artikler), som fremhævet ovenfor, så følgende potentielle uønskede effekter er baserede på spekulation:

- 1) Selv om vandkvaliteten i mange danske havne er blevet markant forbedret de senere år, så kan vandkvaliteten i nogle havne stadigvæk være dårligere end nærliggende marine områder uden for havnen. Det er derfor muligt, at fisk vil opleve relativt dårlige miljøforhold inde i en havn sammenlignet med miljøforholdene uden for en havn. Det er derfor vigtigt at miljøforholdene i en havn, eller ved anden forbebyggelse, undersøges inden man installerer biohuts i området. Hvis området er forurennet, bør der ikke installere-

res biohuts. Hvis biohuts installeres i et forurenede område er der risiko for, at man tiltrækker fisk til et område, hvor fiskene ender med at mistroves på grund af forureningen. Det kan for eksempel gælde i havneområder, hvor der forekommer kortvarige, alvorlige forureninger. Fiskeyngel vil indfinde sig ved biohuts i området og vil formodentligt trives i starten, men ender med at opleve dårlige forhold og mistrovsel, på grund af en kortvarig, alvorlig forurening i området. Derfor skal man sikre sig, at de lokale miljøforhold er vedvarende gode, inden man installerer biohuts.

- 2) Biohuts har potentiale til at give levesteder til invasive arter, hvilket kan være problematisk for de lokale, oprindelige arter. Inden man installerer biohuts bør man derfor overveje, om de risikerer at tiltrække invasive arter til lokalområdet.
- 3) Biohuts har potentiale til at fungere som værktøj til "greenwashing" for miljøskadelige havneudvidelser eller lignende menneskeskabte aktiviteter. Herved kan biohuts bidrage til at legitimere aktiviteter, der i virkeligheden er miljøskadelige. Inden man installerer biohuts, bør man derfor overveje, om de vil blive anvendt til greenwashing.

Krav til placering

Som nævnt ovenfor er erfaringerne med biohuts i danske farvande meget begrænsede, og så vidt vides, er der ikke publiceret videnskabelige artikler om biohuts, der er etableret i danske farvande. Det betyder, at de specifikke forhold, der kræves for at opnå fulde effekter af biohuts i danske farvande, er ukendte. Det kan dog anbefales at områder, hvor man planlægger etablering af biohuts, vedvarende lever op til følgende:

- 1) Der er gode iltforhold i området. Det gælder især på de specifikke vanddybder, hvor man planlægger etablering af biohuts.
- 2) Vandtemperaturen i området, hvor man planlægger etablering af biohuts, afviger ikke væsentligt fra vandtemperaturerne ved nærliggende naturlige kystområder.
- 3) Der forekommer ikke giftige alger i skadelige koncentrationer.
- 4) Der udledes ikke urensede spildevand, eller anden form for forurening, til området. Dette gælder også ved kraftig nedbør, hvor renseanlæg kan være utilstrækkelige og derfor udleder urensede spildevand.
- 5) Der er ikke unaturlige svingninger i vandets saltindhold. Sådanne svingninger kan være forårsaget af lokalt overløb fra et regnsvandsbassin. Store mængder regnvand kan lokalt sænke saltindholdet i havvandet.
- 6) Der er tilstrækkelige lysforhold på den vanddybde, hvor man planlægger etablering af biohuts. Utilstrækkelige lysforhold har potentiale til at begrænse vækst af alger m.v. på skallerne i midten af en biohut.
- 7) Der er plads til de planlagte biohuts i området. Der er ofte stor trafik af både m.m. i havne, og etablering af biohuts skal derfor planlægges sammen med lokale myndigheder.
- 8) Hvis man målretter etablering af biohuts til specifikke arter (f.eks. specifikke fiskearter), så er det formodentligt vigtigt, at arterne er til stede i området, inden der etableres biohuts. Man skal næppe forvente, at fiskearter der er fraværende i et område, indfinder sig på etablerede biohuts i betydeligt antal i området.

Vidensgrundlag

Vidensgrundlaget for biohuts er dårligt. Der er udført enkelte videnskabelige studier af biohuts ved Middelhavet, men fagfællebedømte studier i danske farvande er fraværende. Teoretisk set bør de komplekse strukturer, samt fødegrundlaget ved skallerne, i en biohut fremme forekomsten af en række danske fiskearter, men det er ikke dokumenteret videnskabeligt. For nuværende (2022) er der ikke kendskab til betydelige videnskabelige studier, der snarligt vil blive publiceret i videnskabelige tidsskrifter. Der er i høj grad behov for at mulige effekter af biohuts undersøges og dokumenteres i videnskabelige studier udført i danske farvande.

Hvilken viden mangler

Der mangler i høj grad studier af biohuts i danske farvande, som nævnt ovenfor. Der mangler viden om mange forhold, heriblandt:

- 1) Hvilke danske arter kan opnå øget lokal forekomst via biohuts etableret i danske farvande?
- 2) Kan biohuts påvirke forekomsterne af visse arter negativt?
- 3) Hvis biohuts øger forekomsten af en specifik art, vil arten så også opleve andre positive forhold som reduceret dødelighed, bedre vækst og/eller øget sandsynlighed for reproduktion (dvs. bedre fitness)? Med andre ord, kan en biohut øge produktionen af en given art?
- 4) Er der synergetiske effekter af etablering af biohuts? Opnås der en lineær, proportional effekt via etablering af mange biohut? Kan biohuts have positive effekter i samspil med andre tiltag for at fremme biodiversiteten i havet?
- 5) Kan biohuts virke som en økologisk fælde (ecological trap; (Reubens et al., 2014))? Med andre ord, er der risiko for, at fisk der opsøger en biohut, oplever forhold der er dårligere, end de forhold fiskene ville opleve i andre nærliggende kystområder?

I hvilken grad påvirker vandets saltindhold effekterne af biohuts? Danske farvande varierer i forhold til vandets saltindhold. Havne i fjorde har ofte lavere saltindhold i vandet sammenlignet med havne på åbne kyster. Saltindholdet påvirker forekomsterne af forskellige arter, men hvordan påvirkes effekterne af etablerede biohuts?

Litteratur

Bouchoucha, M., Darnaude, A. M., Gudefin, A., Neveu, R., Verdoit-Jarraya, M., Boissery, P., & Lenfant, P. (2016). Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: Insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 547, 193–209. <https://doi.org/10.3354/meps11641>

Brodersen Møller, K. (2021). Etablering af biohuts til forøgelse af biodiversitet i Århus Havn.

Larsen, K. C., Parsons, N., Wiehe, M. R., Blak, C. L., Kragh, R., Vincentz, R., Svendsen, J. C., Palmgren, M., & Simonsen, G. (2021). Byudvikling og blå biodiversitet: Inspiration til udvikling af havnebyer og kystnære områder i samspil med naturen og livet i havet.

Lund, L. N. (2021). Urban nature and biodiversity: Now is the time for radically new ways of approaching cities, landscape design and nature. In *Designing the irresistible circular society*.

Mercader, M., Fontcuberta, A., Mercière, A., Saragoni, G., Boissery, P., Bérenger, L., Dubas, R., Lecaillon, G., Pastor, J., & Lenfant, P. (2017). Observation of juvenile dusky groupers (*Epinephelus marginatus*) in artificial habitats of North-Western Mediterranean harbors. *Marine Biodiversity*, 47(2), 371–372. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0498-x>

Mercader, M., Mercière, A., Saragoni, G., Cheminée, A., Crec'hriou, R., Pastor, J., Rider, M., Dubas, R., Lecaillon, G., Boissery, P., & Lenfant, P. (2017). Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean. *Ecological Engineering*, 105, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.022>

Reubens, J. T., Degraer, S., & Vincx, M. (2014). The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727(1), 121–136. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1793-1>

Selfati, M., el Ouamari, N., Lenfant, P., Fontcuberta, A., Lecaillon, G., Mesfioui, A., Boissery, P., & Bazairi, H. (2018). Promoting restoration of fish communities using artificial habitats in coastal marinas. *Biological Conservation*, 219, 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.013>

van Ham, S., Zijlstra, K., van Hulten, C., Laghmouchi, K., Verschuyf, P., & Jagt, M. (2020). Fish-as-a-Service in the North Sea: Sustainable fishery in OWF.

2.5 Beskyttede områder (MPAs): Ophør af fiskeri med bundsløbende redskaber

Jesper Philip Aagaard Christensen, Faglig kommentering: Jørgen L. S. Hansen

Kort beskrivelse af tiltaget

Den mest almindelige form for fiskeri i Lillebælt er fiskeri med bundtrawl. Et bundtrawl består af en stor netpose, der holdes åbent af to trawlskovle, som under sejlads trækker sideværts i netåbningen. Oversiden af åbningen (overtælleren) holdes oppe af flydere, mens der på undersiden (undertælleren) er monteret ballastmateriale i form af gummiskiver/hjul, kugler eller en jernkæde, som sikrer bundkontakt og skræmmer fisk op fra bunden. Der er fiskeri med bundtrawl efter rødspætter, torsk og blandet konsum i Lillebælt. Derudover fiskes efter (blå)muslinger i Lillebæltsområdet. Muslingeskrab minder om bomtrawl, i den forstand, at netposen holdes åben af en stålramme. Den maksimale bredde på redskabet til muslingefiskeri er lovfastsat til 2 m (1,5 m i Limfjorden). Fiskeri efter muslinger finder ofte sted på lavere vanddybder end andet fiskeri med bundsløbende redskaber.

Fiskeri med bundsløbende redskaber foregår typisk på blød mudder/sandet eller gruset/stenet bund. Fælles for disse bundsløbende redskaber er at de, i varierende grad, forstyrrer havbundens biologiske samfund og levesteder, hvilket vil sige havbundens integritet (*sensu* havstrategidirektivet). Herudover øger trawlingen resuspensionen, og ændrer sedimentets struktur og biogeokemiske funktioner. Ved at lukke et område, for fiskeri med bundsløbende redskaber, kan de biologiske processer gradvist genoprette noget af havbundens integritet og de biogeokemiske funktioner blive normaliseret. Der er dog stor variation i, hvor lang tid der går inden effekterne af trawling og skrab udviskes – og i visse tilfælde, hvor de fysiske levesteder er ændret eller fjernet, vender det benthiske samfund ikke tilbage, svarende til en urørt situation. Endelig vil et område lukket for fiskeri med bundsløbende redskaber potentielt kunne ændre populationsdynamikken for fiskeriets målarter. I områder, der er blevet lukket for fiskeri, er det især de kommercielt udnyttede arter, der reagerer positivt (Gislason et al., 2021), hvilket kan sprede sig til områder uden for det lukkede område (Di Lorenzo et al. 2020).

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

Undersøgelser af uforstyrrede områder har vist, at det bentiske samfund her har højere biomasse, artsantal, diversitet, men lavere "evenness" end tilsvarende "forstyrrede" områder. De uforstyrrede områder var karakteriserede af flere buskede habitatformende arter, mens de forstyrrede områder var mere dominerede af muslinger, krabber og pighuder (Collies et al 1997). I hyppigt fiskede områder bliver der også selekteret for opportunistiske, mobile ådselædende arter, mens bløde, immobile klimaksarter forsvinder (de Juan et al 2007). Ved sammenligning med historiske dataset fra den sydlige Nordsø, blev der fundet effekter af den øgede trawlingaktivitet, som matcher de ovenstående ændringer (Rumohr and Kujawski 2000) og et studie af bundfaunaen fra Kattegat viste, at mere intensivt fiskeri medførte lavere antal og diversitet af bundfaunaarterne og et skift i retning af mere "trawl-robuste" arter, som fx visse arter af slange-stjerne (Sköld et al 2018). I en sammenligning af to typer bomtrawl, viste resultaterne en homogenisering af sedimentoverfladerne, en nedgang i epibenthos på 94 %, i forhold til et kontrolområde og 74% nedgang i forhold til ikke-trawlede dele af samme transekt. Der blev også registreret en nedgang i infaunataetheden i sedimentprøver. Der blev ikke fundet nogen forskel på de to typer trawl (Tiano et al 2020).

Der er lavet studier på både muslingeskrab, bomtrawl, bundtrawl og lignende. Men overordnet er det de samme effekter man ser af alle bundslæbende redskaber, selvom der kan være forskel på, hvor dybt i bunden redskaberne skraber. Til gengæld er der stor forskel på hvor følsomme de forskellige havbundshabitater er.

Den bentiske fauna er vigtig for økosystemets funktioner og en vigtig komponent i koblingen mellem det bentiske miljø og vandfasen. Infaunaen er med til at transportere ilt ned i sedimentet og øger derved bufferkapaciteten af sedimentet i form af oxiderede forbindelser. Det mindsker sedimentets og de associerede faunasamfunds følsomhed over for iltsvind da disse oxiderede forbindelser reagerer med og afgifter den svovlbrinte der dannes i sedimentet, således at sulfidfronten holdes nede i sedimentet. Epifaunen har en habitatformende funktion – enten i form af skjul eller vedhæftning, og filtrerende organismer som fx muslinger kan filtrere bundvandet for partikler og have en stabiliserende effekt på sedimentet (Widdows et al 1998, van Leuwen et al 2010). Derudover danner den bentiske fauna fødegrundlag for en stor del af de bundlevende (demersale) fiskearter.

Som dokumenteret nedenfor kan der være stor forskel på hvor lang tid der går, før et fiskeristop vil få det bentiske samfund til at vende til bage til en uberørt eller tilnærmelsesvis uberørt tilstand. I visse tilfælde, hvor der er sket ændringer i den fysiske habitat, kan indgreb være nødvendige for at restaurere økosystemfunktionerne på havbunden. Tyve års ophør af intensivt kammuslingefiskeri på Svalbard Banke, har formentlig medført en næsten fuld tilbagevenden af det bentiske samfund (Kędra et al 2013), og et studie fra "Georges bank" viser kraftigt øget produktion i den bentiske megafauna fem år efter trawling og skrab var indstillet. I Limfjorden blev der fire måneder efter muslingeskrab fortsat fundet tydelige effekter på den bentiske epifauna og dens rekruttering efter skrabet. Men i et andet studie blev det konkluderet, at der ikke var den store langtidseffekt på fiskesammensætningen og den bentiske epifauna efter muslingeskrab, sammenlignet med et område med 10 års forbud mod skrab, selvom der blev fundet forskelle i de bentiske samfund. (Dolmer og Frandsen 2002). Der er også studier som konkluderer, at ophør af fiskeri med bundskrabende redskaber ikke i alle tilfælde medfører genskabelse af tabte habitater. I sådanne tilfælde kan genudsætning af nøglearter, for at genskabe

strukturen af et uforstyrret biogent rev, vurderes som virkemiddel. (Jose et al 2018). Rekrutteringen er formentlig også generelt en begrænsning for genindvandringen af pre-trawling faunaen i Lillebælt og dermed bundfaunaens kortsigtede evne til at regenerere biodiversiteten. Det forhold at de fleste arter fra før fiskeriets industrialisering, i nutiden er tilstede på lavere vanddybde, hvor trawlintensiteten er lavere, kan ses som et udtryk for at rekrutteringspotentialet stadig er tilstede, men sandsynligvis er mindsket grundet den begrænsede udbredelse af de voksne populationer (Josefson et al 2018 og pers komm. Jørgen L.S. Hansen)

Biogeokemien i havbunden påvirkes også af fiskeri med bundslæbende redskaber, både direkte i form af homogenisering og resuspension af materiale, og indirekte i form af den negative effekt det har på de bundlevende dyrs evner til at opblande den øverste havbund og trække frisk vand og ilt ned i sedimentet. Et studie med eksperimentel trawling med forskellige fiskeredskaber viste stor omfordeling af sedimentet og et akut øget iltforbrug (Tiano et al 2019). Der sker også øget resuspension af sediment, som kan føre til øget sedimenttransport, forhøjet iltforbrug i vandfasen forringet ilttransport i sedimentet og forringet sigt i de nederste vandmasser. (Linder et al 2017, Bradshaw et al 2021). I et modelstudie fandt de Borger et al (2021), at den totale mineraliseringseffekt i sedimentet faldt med op mod 30 % afhængigt af sedimenttypen, ligesom denitrifikationen ændrede sig fra et fald på 70 % til næsten fordobling, ligeledes afhængigt af sedimenttypen.

Lukning af fiskeri med bundslæbende redskaber vil medføre:

- Tydelige korttidseffekter (mindre end 2 år) i form af øget tæthed af bentisk infauna og epifauna, i tidligere intensivt fiskede områder.
- Mere usikre langtidseffekter der dog formentlig over tid vil bevirke et skift i artssammensætningen mod større og længelevende arter og flere fastsiddende filtrerende og habitatformende arter samt generelt større biodiversitet på den tidligere fiskede havbund.
- Stabilisering af sedimentet og dets biogeokemiske funktioner, såsom denitrificering, og øget bufferkapacitet i forhold til iltsvind.
- Naturligt uforstyrrede områder med blødbund og længelevende organismer er mest sårbare og vil have største forbedringspotentiale, men måske også størst risiko for ikke at kunne genetableres på kort sigt
- Naturlig forstyrrede områder med hård bund, præget af opportunistiske, hurtigtvoksende arter er mindst sårbare over for trawling og vil formentlig også hurtigt kunne genetableres.
- Øget mængde (individ og biomasse) af kommercielt fiskede arter i det lukkede område.

Yderligere økosystemtjenester af tiltaget

Såfremt det samlede fiskeritryk sænkes (og ikke bare omfordeles) kan det øge populationen af de kommercielt fiskede fiskebestande.

De potentielle negative effekter af MPA

Der kan være negative økonomiske effekter for de berørte fiskere.

Krav til placering

- Steder hvor der i forvejen er høj biodiversitet eller potentiale for høj diversitet.
- På blød bund hvor de negative effekter af bundtrawl er størst.

- Områder som under naturlige forhold, ikke oplever meget fysisk forstyrrelse, da det er de mest følsomme områder.
- I områder hvor potentialet for en forbedring af iltvindssituationen er størst.

Hvilken viden mangler?

Der mangler konkrete studier af effekten på blødbundsfauna og biogeokemi, af lukkede områder, i danske farvande, især med bundtrawl (der findes dog et enkelt studie med muslingeskrab fra Limfjorden og et med bundtrawl fra Kattegat). Det er også en generel mangel på repræsentative referenceområder (dog kan Øresund, give vigtig information om især effekten på økosystemservices som fiskeri og vandkvalitet af trawlophør). De fleste studier sammenligner områder, hvor fiskeriet har været lukket i kortere eller længere tid (typisk 3-20 år). Det har ikke været muligt at finde mange studier af egentlige uforstyrrede områder som referencetilstand. Sammenspillet med andre antropogene presfaktorer, såsom eutrofiering er underbelyst og denne vekselvirkning kan være særligt betydende i Lillebæltsområdet.

Citeret litteratur

Bradshaw Clare, Jakobsson Martin, Brüchert Volker, Bonaglia Stefano, Mörtz Carl-Magnus, Muchowski Julia, Stranne Christian, Sköld Mattias Physical Disturbance by Bottom Trawling Suspends Particulate Matter and Alters Biogeochemical Processes on and Near the Seafloor Frontiers in Marine Science vol. 8 2021

Collie, J.S.; Escanero, G.A.; Valentine, P. C. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. Marine Ecology Progress Series, 1997, pages 159-172

de Juan, S., Thrush, S. F., & Demestre, M. (2007). Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). Marine Ecology Progress Series, 334, 117–129.

Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A., & Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. Fish and Fisheries, 21(5), 906-915.

Dolmer P., Frandsen R P. Evaluation of the Danish mussel fishery: suggestions for an ecosystem management approach Helgol Mar Res (2002) 56:13–20

Jose M. Fariñas-Franco, A. Louise Allcock, Dai Roberts, Protection alone may not promote natural recovery of biogenic habitats of high biodiversity damaged by mobile fishing gears, Marine Environmental Research, Volume 135, 2018, Pages 18-28

Josefson, A.B., Loo, L.O., Blomqvist, M., Rolandsson, J., 2018. Substantial changes in the depth distributions of benthic invertebrates in the eastern Kattegat since the 1880s. Ecol. Evol

Kędra, M., Renaud, P.E., Andrade, H. et al. Benthic community structure, diversity, and productivity in the shallow Barents Sea bank (Svalbard Bank). Mar Biol 160, 805–819 (2013)

Rumohr H., Kujawski T. The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea ICES Journal of Marine Science, 57: 1389–1394. 2000

Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J. G., Nilsson, H. C., & Bartolino, V. (2018). Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. Marine Ecology - Progress Series, 586, 41-55

Tiano Justin C, Witbaard Rob, Bergman Magda J N, van Rijswijk Pieter, Tramper Anton, van Oevelen Dick, Soetaert Karline, Acute impacts of bottom trawl gears on benthic metabolism and

nutrient cycling, ICES Journal of Marine Science, Volume 76, Issue 6, November-December 2019, Pages 1917–1930

Tiano Justin C., van der Reijden Karin J., O'Flynn Sarah, Beauchard Olivier, van der Ree Si-etse, van der Wees Jelmer, Ysebaert Tom, Soetaert Karline, Experimental bottom trawling finds resilience in large-bodied infauna but vulnerability for epifauna and juveniles in the Frisian Front, Marine Environmental Research, Volume 159, 2020

van Leeuwen B., Augustijn D.C.M., van Wesenbeeck B.K., Hulscher S.J.M.H., de Vries M.B., Modeling the influence of a young mussel bed on fine sediment dynamics on an intertidal flat in the Wadden Sea, Ecological Engineering, Volume 36, Issue 2, 2010, Pages 145-153

Widdows, J., Brinsley, M.D., Salkeld, P.N. et al. Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. Estuaries 21, 552–559 (1998)

2.6 Muslingeopdræt

Jens Kjerulf Petersen, Pernille Nielsen, Daniel Taylor

Kort beskrivelse af virkemidlet

Blåmuslinger kan dyrkes i et opdrætsanlæg, hvor muslingerne hænger på liner eller net i vandsøjlen og høstes efter en periode. Under væksten vil muslingerne filtrere vandet for mikroalger og andre mindre partikler og binde næringsstoffer, som ved høst fjernes fra det marine miljø, så de ikke er tilgængelige for ny planktonproduktion. Dermed kan næringsstoffer tabt fra land og atmosfæren til det marine miljø blive ført tilbage på land gennem høst af muslingerne. I alle former for muslingeopdræt i vandsøjlen vil der være tale om såkaldt "ny produktion", fordi stort set alle de muslingelarver, der sætter sig på liner og net ellers ville gå til grunde. Dermed sker der også en nettofjernelse af næringsstoffer fra vandmiljøet, når muslingerne høstes.

Økosystem tjenester som bidrager til miljø- og naturforbedring

Den primære økosystemtjeneste ved muslingeopdræt er binding og fjernelse af næringsstoffer. I Lillebælt kan potentialet under optimale forhold estimeres til at være i størrelsesordenen 0,9-1,4 t N pr. ha og 0,07-0,12 t P pr. ha, når der tages højde for, at forholdene i Lillebælt forventeligt er mindre optimale til muslingeopdræt end i Limfjorden (Bruhn et al., 2020). Hvis muslinger dyrkes med det formål udelukkende at være til fødevareproduktion, vil der også ske en næringsstoffjernelse, men arealeffektiviteten vil være mindre, da der ikke optimeres på den samlede muslingebiomasse. Denne primære økosystemtjenesteydelse er dokumenteret i en række videnskabelige artikler og er samlet i virkemiddelkataloget (Bruhn et al., 2020) og en policy guideline til HELCOM (Petersen et al., 2020).

Udover binding og fjernelse af næringsstoffer leverer muslingeopdræt en række andre økosystemtjenester:

- Fordi muslingerne lever af at filtrere vandet for partikler som fx mikroalger ned til en størrelse af 2-4 µm i diameter vil store koncentrationer af muslinger reducere koncentrationen af klorofyl i vandet, hvilket forbedrer miljøtilstanden, fordi koncentrationen af klorofyl er et kvalitetselement i vandrammedirektivet. Derudover medfører partikelfiltreringen, at vandets klarhed og dermed sigtdybden øges betydeligt til gavn for bundlevende planter og dermed for den bundnære iltproduktion. Effekten på vandets klarhed vil primært være lokal i og lige uden for opdrætsanlægget med reduktioner i koncentration af

klorofyl på mellem ca. 20-60% inde i anlægget (Nielsen et al., 2016, Taylor et al., 2021, Timmermann et al., 2019) og aftagende ud til et areal svarende til op til 14 gange anlæggets størrelse (Timmermann et al., 2019). Det præcise omfang af reduktioner og areal vil afhænge af lokale strømforhold og kan variere en hel del. Selvom effekterne primært vil være lokale, er det dog blevet vist, at ved placering af flere opdrætsanlæg i samme område kan der opnås forbedringer i koncentrationer af klorofyl (op til 16%) eller sigtdybde (op til 8%) af betydning i hele området (Timmermann et al., 2019).

- Ved at placere et opdrætsanlæg i vandsøjlen vil der blive skabt et hårdt substrat, hvor der ellers ikke var et hårdt substrat – et kunstigt hængende rev. Et opdrætsanlæg med levende muslinger vil således producere organisk materiale og samtidig danne en heterogen 3-dimensionel struktur, der tilbyder mange levesteder for både fastsiddende makroalger og invertebrater (fx mosdyr, rurer mm) og en lang række mobile arter som krebsdyr og fisk, der vil blive tiltrukket af strømlæ og fødesøgningsmuligheder. Der er ikke foretaget undersøgelser af associeret biodiversitet på danske opdrætsanlæg, men er dokumenteret i udenlandske undersøgelser (Maurin et al., 2019, Bannister et al., 2019).
- Under opdrætsanlæggene vil der være en øget deponering af organisk materiale i form af muslingefækalier (se nedenfor), men samlet set vil der ske et fald i deponering af organisk materiale på havbunden, når der etableres muslingeopdræt. Dette skyldes, at muslingernes fødeindtag baserer sig på naturlig forekomne mikroalger, hvoraf en del indbygges i muslingerne. Faldet i deponering af organisk materiale til havbunden på bassinområdeniveau er bl.a. demonstreret i et modelstudie fra Skive Fjord (Timmermann et al., 2019) og følger i øvrigt af simple massebalancebetragtninger. Øget organisk berigelse under muslingeopdræt kan lede til øget denitrifikation i sedimentet, en proces hvorved nitrat omdannes til frit kvælstof, som forsvinder ud i atmosfæren. Derved medfører muslingeopdrættet yderligere fjernelse af reaktivt kvælstof fra havvandet. Øget denitrifikation måles ofte under opdrætsanlæg og er også demonstreret i danske farvande (Hylén et al., 2021). Denne mekanisme spiller ofte en afgørende rolle ved brug af muslinger og østers til at mindske effekter af næringsstoffer ved den amerikanske østkyst, hvor skaldyr og skaldyropdræt bruges som marine virkemidler (Petersen et al., 2018). Denitrifikationen vil dog typisk være betydeligt mindre end kvælstoffjernelse ved høst (Hylén et al., 2021, Petersen et al., 2018).
- Opdræt af muslinger skaber sunde marine proteiner med en meget lav klimapåvirkning. Muslingerne kan bruges som menneskeføde eller som foderingrediens. Muslingeopdræt kan Ø-mærkes og kan derfor bidrage til at erstatte importerede proteinkilder, fx soja eller fiskemel, med lokalproducerede, der ofte vil have et lavere CO₂ aftryk.

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Generelt gælder, at alle dyr frigiver CO₂ som en del af deres stofskifte. Det gør dem ikke i sig selv til en betydende kilde til CO₂, fordi alle dyrs stofskifte er en del af naturens kredsløb. Givet denne antagelse kan lagring af CO₂ i muslingernes skaller betragtes som CO₂-fangst, når muslingerne bringes på land, som de gør i muslingeopdræt. Muslingeskaller anvendes i dag til en række forskellige formål som byggemateriale, til røgrensning og som underlag i stalde/ridebaner, hvor skallerne ikke vil blive omsat og det fangede CO₂ bliver dermed ikke frigivet igen (Filguera et al., 2018).

Potentielle uønskede effekter

Der er en række forskellige uønskede effekter af muslingeopdræt, hvoraf de fleste relaterer til, at anlæggene medfører, at der sker en øget biologisk omsætning på havbunden under anlæggene og i vandfasen i og lige omkring anlæggene:

- Der vil under muslingeanlæggene ske en øget deponering af let omsætteligt organisk materiale (primært muslingefækalier) på bunden, som både kan medføre organisk berigelse af sedimentet, øget iltforbrug i sedimentet og stimulere næringsstofomsætningen i sedimentet, så denne lokalt bliver forøget (Carsson et al., 2009, Holmer et al., 2015). Generelt vil deponering under anlæggene og de deraf afledte effekter være koblete til muslingebiomassen, men lokale forhold som strøm, eksponering, eutrofiering m.m. vil influere på, om der kan detekteres negative miljøeffekter under et muslingeanlæg og størrelsen af disse (Petersen et al., 2018). Under særlige forhold kan den øgede deponering lede til, at omsætningen i sedimentet skaber iltfrie forhold og svovlbrintedannelse, der kan hæmme denitrifikationen. Den reducerede N-fjernelse som følge af den reducerede denitrifikation, vil dog stadig være af mindre betydning sammenlignet med N-fjernelse ved høst af muslingerne.
- Der vil ligeledes ske en frigivelse til vandsøjlen af opløste næringsstoffer direkte fra muslingerne, som kan stimulere den lokale primærproduktion.
- Som følge af den øgede deponering af organisk materiale i form af muslingefækalier kan opdrætsanlæg i åbne områder med en stor vandudskiftning medvirke til at forlænge opholdstiden af næringsstoffer i systemet ved at forsinke deres transport ud af det vandområde, anlæggene er placeret i.
- Opdrætsanlæggene er fysiske enheder placeret i vandsøjlen, som både kan påvirke lokale strømforhold lige omkring anlæggene (Stevens et al., 2011) og potentielt skygge for bundvegetationen. Placering i relation til ålegræsbede bør derfor overvejes. Endelig vil der også kunne sætte sig invasive arter på anlæggene.

Anlæggene vil optage plads i vandområderne og rør eller bøjler i overfladen kan være visuelt skæmmende. Et standardanlæg fylder ca. 18 ha omfattende op til 90 langliner a ca. 210 m eller op til 65 rør a 110-130 m.

Krav til placering

Opdræt af blåmuslinger kan i princippet foregå i alle danske vandområder, men effektiviteten af opdrættet som virkemiddel i relation til næringsstoffer og effekterne heraf varierer som funktion af flere forhold. Disse er gennemgået i en barriereanalyse (Petersen et al., 2021) og resumeret her:

- **Saltholdighed:** Blåmuslinger kan reproducere, rekruttere og vokse i saltholdigheder ned til 5-8 PSU, men dog således, at saltholdigheder over 16-18 PSU er optimale for væksten. Der er en forventet reduktion i vækst hos blåmuslinger til 70% af max. vækst ved saltholdigheder på 12-16 PSU og en reduktion til 50% ved saltholdigheder på 9-12 PSU.
- **Temperatur:** Væksthastigheden er hos blåmuslinger bestemt af vandtemperaturen således, at ved 18-22°C er væksten højest. Det betyder, at muslingeopdræt som virkemiddel er mest effektivt i sommerperioden og det tidlige efterår. Der er dog konstateret vækst hos blåmuslinger ved lavere temperaturer både i efteråret og om foråret.

- **Føde:** Blåmuslinger optager føde efter en mætningsfunktion således, at der sker en lineær stigning i fødeoptagelsen op til 4-8 $\mu\text{g l}^{-1}$ klorofyl, hvorefter filtrationen reduceres så fødeoptagelsen er konstant. Koncentrationer $>17 \mu\text{g l}^{-1}$ klorofyl kan resultere i nedsat vækst, men der er ikke entydig videnskabelig dokumentation for direkte nedsat vækst ved meget høje fødekoncentrationer. Ved koncentrationer lavere end ca. 0,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ klorofyl stopper muslingerne filtrationen. Fødeoptagelse hos blåmuslinger er imidlertid ikke udelukkende en funktion af fødekoncentration, men også vandbevægelse. Det er dermed fødetilførselshastigheden, der har betydning for fødeoptag og i sidste ende væksten og de fleste vandområder vil være egnede til opdræt af muslinger hvad angår fødetilgængelighed.
- **Vanddybde:** Minimum vanddybde for at kunne opdrætte muslinger med fuld effektivitet er 4-5 m. Der kan i princippet dyrkes muslinger på lavere vanddybde, men dels vil der komme problemer med bundkontakt i opdrætsanlæg, der bruger langliner, dels vil det være svært at operere maskineri til høst af rør- og netsystemer ved lavere vanddybder.
- **Strøm og eksponering:** Muslingeopdræt er generelt udviklet til kystnære forhold og der er endnu ikke tilstrækkelig afprøvet teknologi til opdræt off-shore eller i de mest eksponerede områder i Danmark. Det betyder, at vandområder på den jyske vestkyst og midt i Kattegat eller omkring Bornholm er uegnede på nuværende tidspunkt. I meget strømfyldte vande, som dele af Lillebælt, kan der ligeledes være udfordringer især med langlinesystemer.
- **Prædation:** De to største prædationstrusler mod muslingeopdræt er edderfugle og søstjerner. Der findes metoder til helt eller delvist at undgå prædation fra søstjerner fx ved at sikre at linerne ikke kommer i kontakt med bunden. Edderfugle er primært et problem i efteråret og vinterens første måneder, hvor edderfuglene kan slå ned ved opdrætsanlæggene. Der findes tekniske løsninger til at forhindre edderfuglenes adgang til muslingerne i opdrætsanlæg, fx ved brug af net eller ved at planlægge høsten, før edderfuglene ankommer.

Vidensgrundlag

Muslingeopdræt er et af de bedst dokumenterede marine N/P-virkemidler samt det mest areal-effektive. Der er foretaget omfattende studier målrettet muslingeopdræt som virkemiddel i flere nationale projekter som fx MuMiHus, KOMBI, MuMiPro, IMProFeed og flere andre internationalt og EU-finansierede projekter fx OPTIMUS og Blue Baltic Growth ligesom der er en omfattende litteratur om brug af muslinger/østers som middel til reduktion af effekter af eutrofiering fra den amerikanske østkyst, hvor virkemidlet er implementeret i relation til omsættelige N-kvoter. Ideen er testet på nationalt niveau over et stor spænd af saltholdigheder, der er gennemført forsøg i realistisk skala og flere økosystemtjenester og uønskede effekter er undersøgt. Der er endvidere foretaget en barriereanalyse, der beskriver, hvad der endnu mangler for at bruge muslingeopdræt som en del af vandområdeplanlægningen og indsatsbehovene (Petersen et al., 2021).

Hvilken viden mangler?

Da effekterne af muslingeopdræt som virkemiddel – både ift. økosystemtjenester og uønskede effekter – vil afhænge af de lokale forhold og da indsatsbehovene i relation til interne og eksterne kilder varierer, vil det være nødvendigt med en lokal screening for at implementere muslingeopdræt som virkemiddel. En lokal screening kan omfatte elementer som placering ift. havne,

sejlrrender, klappladser, vanddybder mm. (se også Petersen et al., 2021), men bør også inkludere en vurdering af bundforhold herunder ålegræsbede, stenrev mm. For at vurdere effekten af opdræt som virkemiddel i relation til miljøtilstand og ved placering af mange anlæg kan økologisk bæreevne indgå i en modellering, hvis der placeres mange opdrætsanlæg i området i forhold til dets størrelse. En sådan modellering kan evt. basere sig på vandområdemodelleringen i relation til indsatsbehov.

Det vil desuden være nødvendigt at sikre sig aftagere til de muslinger, der produceres i opdrætsanlæggene.

Litteratur om virkemidlet og dets effekter

Der er publiceret videnskabelig litteratur om muslinger som virkemiddel både ud fra et biologisk-økologisk perspektiv og i den økonomiske litteratur, hvoraf det meste er refereret eller samlet i Bruhn et al., 2020 og Petersen et al., 2020. Dertil kommer forhold omkring praktisk implementering og barrierer herfor som er beskrevet i Petersen et al., 2021. EU har i en nylig rapport analyseret diverse effekter af akvakultur herunder opdræt af muslinger og tang, hvor der bl.a. er foretaget opdaterede reviews af den nyeste viden om effekter af de to former for akvakultur (Poelmann et al., 2021).

Citeret litteratur

Bannister J, Sievers M, Bush F, Bloecher N. Biofouling in marine aquaculture 2019: A review of recent research and developments. *Biofoul.* 35(6): 631–48.

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK, Timmermann K 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport nr. 368, <http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf>.

Carlsson MS, Holmer M, Petersen JK 2009. Seasonal and spatial variation of benthic impacts of mussel long-line farming in a eutrophicated Danish fjord, Limfjorden. *J. Shellfish Res.* 28(4): 791-801.

Filguera R, Strohmeier T, Strand Ø 2018. Regulating services of bivalve molluscs in the context of the carbon cycle and Implications for ecosystem valuation. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): *Goods and services of marine bivalves*. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 231-251.

Holmer M, Thorsen SW, Carlsson MS, Petersen JK 2015. Pelagic and benthic nutrient regeneration processes in mussel cultures (*Mytilus edulis*) in a eutrophic coastal area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries & Coasts* 38 (5): 1629-1641.

Hylén A, Taylor D, Kononets M, Lindegarth M, Stedt A, Bonaglia S, Bergström P 2021. In situ characterization of benthic fluxes and denitrification efficiency in a newly re-established mussel farm. *Sci. Total Envir.* 782.

Maurin CE, Byron CJ, Wilson KA, St Gelais AT 2019. Food webs and species biodiversity of the fouling community associated with bivalve aquaculture farms compared to analogous non-farm structures. *Mar. Envir. Res.* 147: 49–61.

Nielsen P, Cranford PJ, Maar M, Petersen JK 2016. Magnitude, spatial scale and optimization of ecosystem services from a nutrient extraction mussel farm in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Aquacult. Envir. Interact.* 8: 311-329.

Petersen JK (ed.), Taylor D (ed.), Bergström P, Buer A-L, Darecki M, Filippelli R, Gren I-M, Hasler B, Holbach AM, Nielsen P, Petersen LK, Lindegarth M, Lund I, Maar M, Ritzenhofen L, Sagan S, Saurel C, Schernewski G, Stybel N, Timmermann K 2020. Policy guidelines for implementation of mussel cultivation as a mitigation measure for coastal eutrophication in the Western Baltic Sea. DTU Aqua Report 362-2020.

Petersen JK (ed.), Timmermann K (ed.), Bruhn A, Rasmussen MB, Boderskov T, Schou HJ, Erichsen AC, Thomsen M, Holbach A, Tjørnløv RS, Lange T, Canal-Vergés P, Flindt MR 2021. Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. DTU Aqua-rapport nr. 385-2021.

Petersen JK, Holmer M, Termansen M, Hasler B 2018. Nutrient extraction through bivalves. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 179-208.

Poelmann, M et al 2021. Study on state-of-the-art scientific information on the impacts of aquaculture activities in Europe, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/9dcce336-a5a5-11ec-83e1-01aa75ed71a1/language-e>

Stevens CL, Petersen JK 2011. Turbulent, Stratified Flow Through a Suspended Shellfish Canopy: Implications for Mussel Farm Design. *Aquacult. Environ. Interact.* 2: 87-104.

Taylor D, Larsen J, Buer A-L, Friedland R, Holbach A, Petersen JK, Nielsen P, Ritzenhofen L, Saurel C, Maar M 2021. Mechanisms influencing particle depletion in and around mussel farms in different environments. *Ecol. Indic.* 122, 10.1016/j.ecolind.2020.107304

Timmermann K, Maar M, Bolding K, Larsen J, Windolf J, Nielsen P, Petersen JK 2019. Mussel production as a nutrient mitigation tool for improving marine water quality. *Aquacult. Environ. Interact.* 11: 191-204.

2.7 Dyrkning af sukkertang

Annette Bruhn

Kort beskrivelse af virkemidlet

Sukkertang (*Saccharina latissima*) er en stor brunalge, der forekommer naturligt i alle danske farvande (Nielsen and Lundsteen 2019). Der findes store naturlige skove af sukkertang i og omkring Lillebælt, hvor forholdene for vækst af sukkertang er optimale.

Sukkertang kan dyrkes i havet på anlæg, der minder om dem, man bruger til opdræt af blåmuslinger på liner (Boderskov et al. 2022; Zhang et al. 2022). Sukkertang bliver dyrket kommercielt flere steder i Danmark, og på hobbyplan i regi af havhaver mange steder i landet.

Tang (makroalger) optager og indbygger næringsstoffer fra det omgivende vand under væksten. Ved dyrkning og efterfølgende høst af tang fjernes derved kvælstof (N) og fosfor (P) fra det marine miljø og det bidrager derved til at forbedre et vandområdes økologiske tilstand (Bruhn et al. 2020; Petersen et al. 2021b; Marinho et al. 2015; Zhang et al. 2022; Seghetta et al. 2016; Bruhn et al. 2016). Næringsstofoptaget sker direkte fra det vandige miljø i form af opløste næringsstoffer og uafhængigt af, hvilken kilde næringsstofferne kommer fra. Pt. ligger den dokumenterede gennemsnitlige virkemiddeleffekt på 47,3 kg N/ha/år, og 5,2 kg P/ha/år, mens udbyttet af sukkertang i gennemsnit ligger på 8,2 +/- 5,4 ton frisk vægt/ha/år (Bruhn et al. 2020; Petersen et al. 2021b).

Tangdyrkning har flere positive sideeffekter på havmiljø og klima, og samtidig repræsenterer den høstede tang en værdi som råvareressource til fødevarer, foder, højværdiprodukter og energi, og muliggør genanvendelse af N og P i en cirkulær ressourcestrøm (Petersen et al. 2021a).

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

I tillæg til den direkte effekt med optag og fjernelse af næringsstoffer, indebærer dyrkning af sukkertang flere miljø- og naturforbedrende økosystemtjenester (Duarte et al. 2021; Hasselström et al. 2018; Campbell et al. 2019):

Dyrkning af tang reducerer klorofyl i vandsøjlen, giver øget sigtddybde, og bentisk vegetation. Dette skyldes at tang konkurrerer med fytoplankton om den tilgængelige næring i vandsøjlen. Binding af næringsstoffer i tang kan potentielt mindske lokale koncentrationer af fytoplankton i vandsøjlen. Derved vil det bidrage til øget sigtddybde og bedre lysnedtrængning til den bentiske vegetation. Denne effekt er ikke direkte dokumenteret i danske farvande, men påvist gennem modelstudier i Skotland (Stephens m.fl. 2014). Effekten forventes at uddyndes/spredes på basinskala/vandområde, som også er dokumenteret for opdræt af muslinger (Taylor et al. 2021).

Tangdyrkning giver øget biodiversitet. Naturlige tangskove udgør både fødegrundlag, habitat og opvækstområde for andre marine organismer som invertebrater og fisk (Steneck et al. 2002). Tangdyrkningsområder kan potentielt udgøre "hængende tangskove" og dermed tiltrække og rumme en øget lokal biodiversitet. Studier med miljø DNA (eDNA) indikerer, at biodiversiteten i vandsøjlen øges i - og nedstrøms fra - et tangdyrkningsområde (Bruhn et al. upubliceret). Danmark har ikke meget egnet hård bund, som den naturlige tang kan vokse på, og tangskoven findes derfor meget spredt på fx moler og stenrev. Tangdyrkningsanlæg kan således udgøre "stepping stones" for spredning af både naturlige tangpopulationer, samt for andre organismer tilknyttet denne type økosystemer: Når et dyrkningsanlæg etableres i havet, vil det tiltrække andre marine organismer ud over den monokultur af fx sukkertang, som dyrkes på anlægget. Det vil betyde, at alle marine organismer med planktoniske stadier kan settle og etablere sig på anlægget, såsom fx tangplanter og invertebrater som muslinger, rurer, søpunge og søstjerner. Fra anlægget kan de sprede sig videre til andre egnede substrater. Også sukkertang fra anlægget kan sprede sig til egnede substrater i området, enten ved at tangplanterne bliver fertile, mens de vokser på anlægget, eller ved at tangplanter rives løs fra anlægget, og bliver fertile, mens de driver med havstrømmene. Risikoen herfor er dog begrænset, både fordi tangen høstes før den bliver fertil, og fordi tab af tang fra anlægget under alle omstændigheder begrænses.

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Ud over de ovennævnte økosystemtjenester, bidrager dyrkning af sukkertang med:

- **CO₂ lagring og binding:** Tang optager CO₂ ved fotosyntese og indbygger det i organisk materiale. Således vil et tangdyrkningsanlæg udgøre en bundet C-pulje. Under væksten mister tangen naturligt organisk materiale ved at sukkertangen bliver slidt i spidserne og taber en del af tilvæksten som enten partikulær eller opløst organisk stof. En del af dette er meget langsomt nedbrydeligt, og vil i et vist omfang bidrage til decideret C-lagring. Denne andel anslås at være op til 16 % af det bundne C (Krause-Jensen and Duarte 2016). Ved høst og anvendelse af tang til fødevarer, foder, gødning, energi eller andre formål frigives det bundne C igen til atmosfæren som CO₂, men i det omfang

tangen erstatter andre produkter med et højere CO₂ fodaftryk, som fx importeret soya, vil tangen have en positiv klimaeffekt (Zhang et al. 2022).

- **Modvirkning af forsurening af havmiljøet:** Når tangen optager CO₂ ved fotosyntese, øges pH og derved modvirkes den forsurening af havmiljøet, som er en negativ konsekvens af klimaforandringer. Dette giver bedre levevilkår for de marine organismer, der danner kalkskaller – bl.a. skaldyr og rurer (Young et al, 2022).
- **Hydrodynamik – kystbeskyttelse:** Tangdyrkningsanlæg ændrer på vandbevægelsen i et område (Campbell et al. 2019; Frieder et al. 2022). Omkring tangdyrkningsområdet ved Horsens Fjord er det dokumenteret, hvordan overfladestrømmen til dels bremses og til dels afbøjes af dyrkningsanlægget (Bruhn et al, upubliceret). Dette kan potentielt have en kystbeskyttende effekt, men ligeledes en potentielt negativ effekt bl.a. pga. øget sedimentation af organisk materiale under anlægget.
- **Rekreative muligheder:** Hængende tangskove i et tangdyrkningsanlæg tager sig utrolig smukt ud for snorklere eller dykkere, og der kan således være rekreative muligheder for visuelle undervandsoplevelser og undervands fotosafari ved tangdyrkningsanlæg. Der kan også være muligheder for mindre joller/kajakroerne i at ro ud og se på tangen, der vil kunne ses fra overfladen – og måske kan man tage en lille smagsprøve med hjem. Bæredygtighedssafari fra båd er også en mulig rekreativ aktivitet i forbindelse med tangdyrkning og formidling af tangdyrkning med plancher/info på land nær anlægget kan give en god historie og en forklaring på det visuelle indtryk

Potentielle uønskede effekter

Der kan være uønskede effekter associeret til tangdyrkning. Disse inkluderer:

- **Skyggepåvirkning af bundvegetation:** Det diskuteres hvorvidt og i hvor stort omfang et tangdyrkningsanlæg skygger for vegetation på havbunden under anlægget. For at fjerne eller begrænse risikoen, kan tanganlæg anlægges dybere end ålegræssets maksimale udbredelse i et område, og ikke over naturlige tangskove.
- **Trædesten for invasive arter:** Som nævnt under positive effekter kan et tangdyrkningsanlæg udgøre hårdt substrat i områder uden hårdt substrat og på den måde hjælpe fastsiddende organismer med at sprede sig. Dette gælder også for invasive arter af både tang og marine invertebrater.
- **Øget sedimentation af organisk materiale:** Idet sukkertang under væksten taber en del af bladpladen som partikulært organisk materiale, og idet et tanganlæg samtidig ændrer strømforholdene i et område, kan sedimentation af organisk materiale under et tanganlæg øges. Tabet af organisk materiale fra tanganlæg er dog på ingen måde at sammenligne med den sedimentation, der forekommer under muslinge- og fiskeopdræt, hvor dyrenes fækalier bundfældes under anlægget.
- **Visuel forurening:** Linerne i et tanganlæg holdes flydende i en fast dybde ved hjælp af bøjer, som ligger i overfladen og derfor er synlige – også fra afstand. Denne visuelle forurening kan minimeres ved at anvende grå bøjer, som ikke springer så meget i øjnene. Dette stilles allerede nu som et krav fra Kystdirektoratet, når en tilladelse til et tanganlæg gives.

Krav til placering

Sukkertang kræver lys for at vokse, og trives derfor bedst i den øverste del af vandsøjlen. Hvor dybt man kan dyrke sukkertang afhænger af vandets klarhed – men ned til 1-2 m uklart vand og til 5-8 m i mere klart vand.

Sukkertang vokser bedst i havvand med et saltindhold over 20 promille, og i områder, hvor sommertemperaturen ikke kommer over 20 grader i længere perioder. Sukkertang foretrækker områder med vandbevægelse, optimalt i form af strøm og mindre bølgepåvirkning. Sukkertang kan både trives i næringsrige og næringsfattige områder, og da indholdet af næringsstoffer i tangen afhænger af næringsindholdet i det omgivende vand, vil effekten af sukkertang som virkemiddel til fjernelse af næringsstoffer variere mellem områder. Særligt i næringsrige områder kan der være øget risiko for påvækst af andre marine organismer, som mosdyr, muslinger og andre tangarter. Påvækst reducerer markedsværdien af den høstede tang.

For ikke at skygge for potentielle forekomster af ålegræs og også hvis anlægget skal betjenes af båd, anbefales det at placere anlægget på dybder større end 3 m og dybere end ålegræssets potentielle dybdegrænse i det aktuelle område.

Vidensgrundlag

Vidensgrundlaget er baseret på mere end 14 års dyrkning af sukkertang i Danmark. I Danmark er der dyrket sukkertang siden 2008 – både kommercielt og i regi af forskellige forsknings- og innovationsprojekter, bl.a. MAB3, MAB4, Tang.nu, Macrofuels, Økotang, KOMBI opdræt og SMART tang. Kommercielt dyrkning sker pt. ved Kerteminde (3-4 ha), i Isefjord (0,4 ha) og starter op ved Frederikshavn (op til 40 ha). Et anlæg på 100 ha har været i drift ved Horsens Fjord, men er nu lukket. I forskningsregi er der dyrket sukkertang i Limfjorden, ved Horsens Fjord, i Kattegat ud for Grenå, i Lillebælt ud for Fredericia og i Storebælt. Både kommercielle og forskningsbaserede erfaringer er samlet i to rapporter om marine virkemidler (Bruhn et al. 2020; Petersen et al. 2021b). I to nystartede projekter undersøges mulighed for optimering af dyrkningsteknologi ved brug af net i stedet for liner (SMARTtang, GUDP) og virkemiddeleffekter, samt effekter på havmiljø og klima, af dyrkning i stor skala (Miljøstyrelsen). Resultater forventes i henholdsvis 2026 og 2023.

Hvilken viden mangler?

Der mangler viden omkring effekter af dyrkning af sukkertang i kommerciel skala på: 1) Biodiversitet i vandsøjlen og på/i havbunden, 2) Dyrkningsteknologi til at optimere udbytte og reducere produktionsomkostninger, 3) Afgivelse af klimagasser, 4) Lagring af C i havbunden

Citeret litteratur

Boderskov T, Rasmussen MB, Bruhn A (2022) Upscaling cultivation of *Saccharina latissima* on net or line systems in Danish waters; comparing biomass yields and nutrient extraction potentials In preparation for Frontiers in Marine Sciences

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK, Timmermann K (2020) Marine virkemidler - Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 122 - Videnskabelig rapport nr 368 <http://dce2audk/pub/SR368pdf>

- Bruhn A, Tørring DB, Thomsen M, Canal Vergés P, Nielsen MM, Rasmussen MB, Eybye KL, Larsen MM, Balsby TJS, Petersen JK (2016) Impact of environmental conditions on biomass yield, quality, and bio-mitigation of *Saccharina latissima*. *Aquaculture Environmental Interactions* 8:619-636
- Campbell I, Macleod A, Sahlmann C, Neves L, Funderud J, Øverland M, Hughes AD, Stanley M (2019) The environmental risks associated with the development of seaweed farming in Europe - Prioritizing key knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science* 6 (107). doi:10.3389/fmars.2019.00107
- Duarte CM, Bruhn A, Krause-Jensen D (2021) A seaweed aquaculture imperative to meet global sustainability targets. *Nature Sustainability*. doi:10.1038/s41893-021-00773-9
- Frieder CA, Yan C, Chamecki M, Dauhajre D, McWilliams JC, Infante J, McPherson ML, Kudela RM, Kessouri F, Sutula M, Arzeno-Soltero IB, Davis KA (2022) A Macroalgal Cultivation Modeling System (MACMODS): Evaluating the Role of Physical-Biological Coupling on Nutrients and Farm Yield. *Frontiers in Marine Science* 9. doi:10.3389/fmars.2022.752951
- Hasselström L, Visch W, Gröndahl F, Nylund GM, Pavia H (2018) The impact of seaweed cultivation on ecosystem services - a case study from the west coast of Sweden. *Marine Pollution Bulletin* 133:53-64. doi:https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.005
- Krause-Jensen D, Duarte CM (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9:737. doi:10.1038/ngeo2790
- Marinho G, Holdt S, Birkeland M, Angelidaki I (2015) Commercial cultivation and bioremediation potential of sugar kelp, *Saccharina latissima*, in Danish waters. *J Appl Phycol* 27 (5):1963-1973. doi:10.1007/s10811-014-0519-8
- Nielsen R, Lundsteen S (2019) Danmarks Havalger. Brunalger (Phaeophyceae) og Grønalger (Chlorophyta). , vol 2. Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. Scientia Danica. Series B, Biologica, vol 8.,
- Petersen JK, Bruhn A, Behrens JW, Dalskov J, Larsen E, Thomsen M, Vinther M (2021a) Videnssyntese om blå biomasse - Potentialer for ny og bæredygtig anvendelse af havets biologiske ressourcer. DTU Aqua-rapport nr 387-2021
- Petersen JK, Timmermann K, Bruhn A, Rasmussen MB, Boderskov T, Schou HJ, Erichsen A, Thomsen M, Holbach A, Tjørnløv RS, Canal-Vergés P, Flindt MR (2021b) Marine Virkemidler - Potentialer og Barrierer. DTU Aqua-rapport nr 385-2021 Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet 49 pp
- Seghetta M, Tørring D, Bruhn A, Thomsen M (2016) Bioextraction potential of seaweed in Denmark — An instrument for circular nutrient management. *Science of The Total Environment* 563-564:513-529. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.010
- Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, Corbett D, Erlandson JM, Estes JA, Tegner MJ (2002) Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29 (4):436-459. doi: https://10.1017/s0376892902000322
- Taylor D, Larsen J, Buer A-L, Friedland R, Holbach A, Petersen JK, Nielsen P, Ritzenhofen L, Saurel C, Maar M (2021) Mechanisms influencing particle depletion in and around mussel farms in different environments. *Ecological Indicators* 122:107304. doi: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107304
- Young CS, Sylvers LH, Tomasetti SJ, Lundstrom A, Schenone C, Doall MH, Gobler CJ (2022) Kelp (*Saccharina latissima*) Mitigates Coastal Ocean Acidification and Increases the Growth of

North Atlantic Bivalves in Lab Experiments and on an Oyster Farm. *Frontiers in Marine Science* 9. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.881254>

Zhang X, Boderskov T, Bruhn A, Thomsen M (2022) Blue growth and bioextraction potentials of Danish *Saccharina latissima* aquaculture — A model of eco-industrial production systems mitigating marine eutrophication and climate change. *Algal Research* 64:102686. doi: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102686>

2.8 Fangst af strandkrabber og søstjerner

Jens Kjerulf Petersen

Kort beskrivelse af virkemidlet

Nogle arter, der kan have en strukturerende betydning for vigtige habitater, forekommer i nogle områder i de indre danske farvande i meget store tætheder. Dermed kan de enten påvirke habitaterne direkte, eller de kan påvirke det plante- og dyreliv, der er i habitaterne i en sådan grad, at det kan have stor betydning for habitaternes funktion. Eksempler på organismer der direkte påvirker habitatets struktur og potentielle overlevelse er strandkrabber, der klipper blade af ålegræs eller ålegræsskud (Garbary et al., 2014, Infantes et al., 2016), og søstjerner der spiser blåmuslingebanker (fx Menge 1982, Witman et al., 2003). Eksempler på organismer der påvirker habitatets funktion eller biodiversitet er søpindsvin, der græsser tang af stenrev (Dahl et al., 2020). En særlig kategori af organismer med begge påvirkningsmekanismer er invasive arter med potentiale til at påvirke den lokale biodiversitet såsom stillehavsøsters, sortmundet kutling eller sargassotang.

Virkemidlet består af menneskelig indgriben gennem fiskeri eller høst med henblik på at reducere bestanden af de uønskede organismer, så de ikke er eksistentielle trusler for ønskede habitater og deres funktioner. Søstjerner kan fiskes med et særligt udviklet redskab til formålet og strandkrabber kan fiskes i ruser eller tejner. Der er ikke udviklet redskaber til fiskeri af søpindsvin på stenrev uden stor påvirkning af resten af plante- og dyrelivet på nær ved brug af dykkeropsamling.

Effekter af regulering af arter som strandkrabber, søpindsvin og søstjerner er ikke dokumenteret i Danmark.

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

Den primære økosystemtjeneste er fjernelse eller reduktion af bestanden af den strukturerende organisme. Derved kan nyetablerede habitater potentielt sikres, eller der kan skabes muligheder for større funktionel og faktisk diversitet på eksisterende habitater.

Mange af de arter der potentielt kan reguleres ved fx fiskeri, bidrager med værdifulde marine proteiner. Strandkrabber anvendes i dag til en række forskellige formål som smagsgiver eller smagsforstærker i seafood-produkter, som agn eller foder i zoologiske haver eller i mindre omfang til fersk konsum på eksportmarkedet. Søstjerner bruges som foderingrediens til erstatning for fiskemel eller sojaprotein. For flere arter af søpindsvin anvendes rognen som en delikatesse, men det er ikke pt. tilfældet for typiske danske arter. Der gennemføres aktuelt forsøg med anvendelse af en række invasive arter både som fødevare, ingrediens eller til bioforgasning.

Yderligere effekter af virkemidlet

Udvikling af fiskerier i større omfang vil kunne bidrage til at holde liv i små fiskersamfund og lokale havne, som aktuelt er truet af mangel på traditionelle fiskerimuligheder. Det gælder især i Bælthavet og Østersøen.

Potentielle uønskede effekter

Alt fiskeri – undtagen håndoptagning – vil have effekter fx gennem bifangst eller påvirkning af bunden. Strandkrabber fiskes med ruser eller tejner, som har en meget lav bundpåvirkning (Gislason et al., 2021). Der kan være bifangster af fisk og andre krebsdyr i redskaberne, men i områder med store forekomster af strandkrabber, og hvor virkemidlet derfor er aktuelt, er der oftest en meget stor andel strandkrabber i redskaberne. Søstjerner fiskes med et særligt udviklet bomtrawl, hvis påvirkning af bunden er meget lille og som har en meget lav grad af bifangst (Petersen et al., 2016). Redskabet er efterfølgende udviklet yderligere, så dets påvirkning af bunden yderligere er reduceret. Endvidere arbejdes der aktuelt i GUDP-projekt "KulturMus" med afprøvning af en mop (se også Holtegaard et al., 2008 for tidligere versioner), som er specialdesignet til at holde banker af blåmuslinger fri for søstjerner.

Der arbejdes aktuelt i en række projekter på udvikling af redskaber til fiskeri/høst af henholdsvis stillehavsøsters og sargassotang. Sortmundet kutling fanges i ruser.

Krav til placering

Vigtigste krav til brug af virkemidlet er, at der er et reelt problem med én eller flere strukturerende organismer i et område og fortrinsvis, at problemet er dokumenteret eller velbeskrevet. Det er ligeledes vigtigt at kunne lokalisere hvor i et område, problemet er størst eller af betydning, så indsatsen kan målrettes.

I forhold til at reducere eller stoppe reguleringen af strukturerende bestande vil dette typisk kunne afgøres, når fangsterne falder meget, eller når fiskeriindsatsen må intensiveres betydeligt for at opnå samme udbytte.

Vidensgrundlag

Der er ikke videnskabelig dokumentation for effekter af opfiskning af strandkrabber, søpindsvin og søstjerner under danske forhold. I GUDP-projektet "KulturMus" testes effekterne af et fiskeri efter søstjerner på kulturbanker, dvs. banker af blåmuslinger udlagt med henblik på efterfølgende fiskeri. Resultaterne forventes i 2023.

Det er demonstreret for stillehavsøsters, at total fjernelse af arten fra et område ikke er mulig, men fjernelse eller ødelæggelse af forekomster af stillehavsøsters kan have en begrænsende effekt på udbredelsen/spredningen i hvert fald for en periode, hvorefter fjernelsen skal gentages (Guy et al., 2010).

Hvilken viden mangler?

Viden om effekter af søstjernefiskeri på specifikke banker er under opbygning. Der er ligeledes en begrænset viden om effekter af bekæmpelse af visse invasive arter. I projekt "Sund Vejle Fjord" bliver der aktuelt indsamlet viden i mindre skala om effekter af regulering af strandkrabber i områder med nyetablerede ålegræsbede. Derudover er der stort set ingen videnskabelige erfaringer med virkemidlet.

Citeret litteratur

- Dahl K, Buur H, Andersen ON, Göke C, Tonetta D 2020. Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport nr. 405. <http://dce2.au.dk/pub/SR405.pdf>
- Garbary DJ, Miller AG m.fl. 2014. Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). Mar. Biol. 161: 3-15.
- Gislason H, Eigaard OR, Dinesen GE, Larsen F, Glemarec G, Egekvist J, Rindorf A, Vinther M, Storr-Paulsen M, Håkansson KB, Bastardie F, Olesen HJ, Krag LA, O'Neill B, Feekings JP, Petersen JK, Dalskov J 2021. Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport 392-2021.
- Guy C, Roberts D (2010) Can the spread of non-native oysters *Crassostrea gigas* at the early stages of population expansion be managed? Mar. Pollut. Bull. 60: 1059-1064.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK & Dolmer P 2008. Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Nykøbing Mors. Dansk Skaldyrcenter, 130 pp. Download projektrapporten "Søstjerner" her
- Infantes E, Crouzy C, Moksnes PO 2016. Seed predation by the shore crab *Carcinus maenas*: A positive feed-back preventing recovery of eelgrass *Zostera marina*? PlosOne 11: 1-19.
- Menge BA 1982. Effects of feeding on the environment: *Asteroidea*. In: Jangoux M, Lawrence J (eds) Echinoderm nutrition, 1st edn. A. A Beukema, Rotterdam, pp 521–551.
- Petersen JK, Gislason H, Fitridge I, Saurel C, Degel H & Nielsen CF 2016. Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua Rapport 308-2016, 35 pp.
- Witman JD, Genovese SJ, Bruno JF, McLaughlin JW, Pavlin BI 2003. Massive prey recruitment and the control of rocky subtidal communities on large spatial scales. Ecol. Monogr. 73:441–462. <https://doi.org/10.1890/01-4073>

2.9 Naturbaserede løsninger (NbS) til kystbeskyttelse

Karen Timmermann

Naturbaserede løsninger (NbS) til kystbeskyttelse kan erstatte traditionelle kystbeskyttelsesmetoder, som ofte har negative og uønskede konsekvenser for kystnaturen. NbS metoder udnytter, at nogle kystnære habitater og økosystemer kan reducere uønskede effekter af vandstandsstigninger og erosion. De habitattyper og økosystemer, som i dag betragtes som marine NbS til kystbeskyttelse og som er relevante for Lillebæltsområdet inkluderer etablering af ålegræsenge, biogene rev (muslinger og østers), vådområder og strandenge/masksystemer. Karakteristisk for disse økosystemer er, at de både er essentielle levesteder for organismer og arter i den danske kystzone og derudover har økosystemerne en betydelig kystbeskyttende effekt (Jordan & Frohe, 2022). Traditionelt betragtes etablering af stenrev ikke som NbS, da det er "hård" infrastruktur, men da etablering af stenrev i de indre danske farvande både bidrager til naturrestaurering og har kystbeskyttende egenskaber opfylder det kriterierne for at være NbS til kystbeskyttelse. Se mere om stenrev herover.

Økosystemtjenester, som bidrager til miljø- og naturforbedring

Etablering af naturbaserede løsninger til kystbeskyttelse, vil bidrage med øget biodiversitet, idet der skabes nye levesteder på grænsen mellem land og vand. I udgangspunktet vil habitater

skabt med henblik på både naturforbedringer og kystbeskyttelse have samme effekter som habitater skabt alene med fokus på naturrestaurering. Fx vil ålegræsenge og biogene rev fungere som leve-, føde- og skjulesteder for en række mindre dyr og kan være vigtige opvæksthabitater for fiskeyngel. Ålegræsenge og biogene revs betydning for den kystnære biodiversitet er veldokumenteret (afsnit 2.1 og 2.3). Derudover kan disse habitattyper bidrage til at reducere klorofylmængder i nærområdet og forbedre de bundnære lysforhold. Marskøkosystemer vil ofte have en lavere artsdiversitet, men til gengæld huse specialister særligt tilpassede til den skiftede salinitet og vanddække (Rupprecht, 2015) og vil ofte tiltrække flere fuglearter. Marsken er ofte zoneret ift. tidevandsforholdene og vil tilpasse sig fremtidige vandstandsstigninger.

Yderligere økosystemtjenester af virkemidlet

Ålegræsenge, biogene rev og marsksystemer har alle kystbeskyttende egenskaber. Ålegræsblade skaber friktion, som dæmper bølgeenergien og dermed bølgehøjden (Ondiviela et al., 2014). Faktorer som planternes tæthed, bladenes fleksibilitet og længde samt bølgenes højde og periode har betydning for, hvor effektivt ålegræsbedet kan dæmpe bølgeenergien (Maza and Lara 2012). Jo større andel af vandsøjlen der indeholder ålegræsblade, des mere effektivt vil bølgeenergien blive dæmpet (Ondiviela et al., 2014). Ålegræsset dæmper også strømhastigheden, hvilket fremmer sedimentation i ålegræsbedet (Bouma et al. 2014). Rodbiomassen vil sammen med dæmpningen af bølgeenergi og strøm modvirke bølgeslid og erosion af kysten og øge depositionen (Green & Short, 2003).

Biogene rev vil i Lillebæltsområdet primært være dannet af blåmuslinger, men rev af hestemuslinger eller østers kunne også være muligt. De biogene rev fanger sediment, modvirker erosion og stabiliserer kystlinjen ved at danne strukturelle barrierer og beskyttede områder og ved at fiksere dele af bunden (Schoonees et al., 2019). Da biogene rev danner en hård barriere, fungerer de som naturlige bølgebrydere og kan være relativt effektive til at absorbere bølgeenergi pga. den øgede friktion (Sutton-Grier et al. 2015).

Strandenge ændrer over tid dybdeforholdene, ved at reducere vanddybden, hvilket er den væsentligste årsag til, at marsksystemer kan dæmpe bølgeudviklingen og reducere bølgeenergi (Gedan et al. 2011), ligesom friktion pga. plantedække også reducerer bølgeenergien og dermed bølgehøjden. Marsksystemers effektivitet som kystbeskyttelse afhænger bl.a. af plantedækkets tæthed og biomasse, men selv relativt små områder kan bidrage til kystbeskyttelsen. En sammenstilling af 69 studier, viste at marsksystemer kan reducere bølgehøjden med gennemsnitligt 72 % (Narayan et al., 2016).

Udover at bidrage til kystnaturen kan NbS erstatte hele eller dele af behovet for traditionel kystbeskyttelse, hvilket dels vil gavne kystnaturen, men også være en ressourcemæssig og økonomisk fordel, da råstofbehovet og vedligeholdelseskravet er lille sammenlignet med anvendelse af traditionelle kystsikringsmetoder (Narayan et al., 2016).

Krav til placering

I Danmark er det primært ålegræsenge, biogene rev og strandenge, der kan anvendes som marine NbS til kystbeskyttelse. I udgangspunktet vil habitater skabt med henblik på både naturforbedringer og kystbeskyttelse have samme krav til fysiske, kemiske og biologiske forhold som habitater skabt alene med fokus på naturrestaurering. Men før habitaterne kan have effekt på kystlinjen, skal de dog placeres i umiddelbar nærhed af land-vand grænsefladen, og det vil ofte være nødvendigt med modelberegninger af de hydrodynamiske forhold og sedimenttransporter, for at kunne optimere den kystbeskyttende effekt af de biologiske habitater.

Vidensgrundlag

Der foreligger en del dokumentation for de kystbeskyttende effekter af (naturlige) ålegræsbede, biogene rev og marskøkosystemer både fra kontrollerede feltforsøg ofte med fokus på de strøm- og bølgereducerende effekter (Anderson et al. 2011) samt ved analyser af de kystbeskyttende effekter efter storme og andre ekstremhændelser (Narayan et al. 2016). Undersøgelserne viser, at marine-NbS har en kystbeskyttende effekt, men også, at effektiviteten afhænger af de specifikke biologiske og hydrodynamiske forhold, hvilket nødvendiggør sted-specifik viden til kvantificering af de forventede effekter på en given lokalitet. I de europæiske forskningsprogrammer er der stort fokus på NbS til kystbeskyttelse, og resultaterne fra disse forskningsprojekter forventes publiceret i løbet af de næste år.

Da etablering af stenrev traditionelt ikke betragtes som marin NbS til kystbeskyttelse er viden om dette virkemiddel til kombineret naturforbedring og kystbeskyttelse begrænset.

Hvilken viden mangler?

Anvendelse af NbS til kystbeskyttelse er stadig på forsøgsstadiet. Virkningsmekanismen er beskrevet, og der foreligger kvantitativ viden fra en del undersøgelser, men der mangler stadig kvantitativ viden om særligt kystbeskyttelseseffektiviteten og om tidsskalaen fra etableringen af NbS til den fulde kystbeskyttelseffekt er opnået. Derudover er anvendelse af marine NbS til kystbeskyttelse stort set ikke testet i danske farvande, og der mangler viden og metoder, som gør det muligt at operationalisere forskningsresultater vedrørende NbS til storskalaanvendelse med kystbeskyttelse for øje.

Citeret litteratur

Anderson ME, McKee Smith J, McKay SK (2011) Wave dissipation by vegetation. Technical Report, U.S. Army Engineer Research and Development Center Coastal and Hydraulics Laboratory Vicksburg United States. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/AD1003881.pdf>

Bouma TJ, van Belzen J, Balke T, Zhu Z, Airoidi L, Blight AJ, Davies AJ, Galvan C, Hawkins SJ, Hoggart SP, Lara JL, Losada IJ, Maza M, Ondiviela B, Skov MW, Strain EM, Thompson RC, Yang S, Gedan KB, Kirwan ML, Wolanski E, Barbier EB, Silliman BR (2011) The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change* 106(1):7–29. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-0003-7>

Green EP, Short FT (eds) (2003) *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA

Jordan P & Fröhle P (2022) Bridging the gap between coastal engineering and nature conservation? A review of coastal ecosystems as nature-based solutions for coastal protection. *Journal of Coastal Conservation* (2022) 26: 4 <https://link.springer.com/article/10.1007/s11852-021-00848-x>

Maza M, Lara JL, Ondiviela B, Losada IJ (2012) Wave attenuation modelling by submerged vegetation: Ecological and engineering analysis. *Coastal Engineering Proceedings* 1(33). <https://doi.org/10.9753/icce.v33.management.62>

Narayan S, Beck MW, Reguero BG, Losada IJ, van Wesenbeeck B, Pontee N, Sanchirico JN, Ingram JC, Lange GM, BurksCopes KA (2016) The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS one* 11(5):e0154735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154735>

Ondiviela B, Losada IJ, Lara JL, Maza M, Galván C, Bouma TJ, van Belzen J (2014) The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering* 87:158–168. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.005>

Rupprecht F (2015) Vegetation succession and coastal protection by wave dissipation in salt marshes of north-west europe. Phd thesis, Universität Hamburg, Hamburg, Germany. <https://ediss.sub.uni-hamburg.de/volltexte/2015/7576/pdf/Dissertation.pdf>

Schoonees T, Gijón Mancheño A, Scheres B, Bouma TJ, Silva R, Schlurmann T, Schüttrumpf H (2019) Hard structures for coastal protection, towards greener designs. *Estuaries and Coasts* 42(7):1709–1729. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00551-z>

Sutton-Grier AE, Wowk K, Bamford H (2015) Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science & Policy* 51:137–148. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006>

3. Samlet oversigt over virkemidlerne og deres økosystemtjenester

Virkemidler og tiltag behandlet i denne rapport kan alle bidrage til at forbedre miljø og naturforholdene i Lillebælt, men der er stor forskel dels på deres effekt og dels på mængden af evidens. I nedenstående tabel opsummeres den nuværende viden om virkemidlerne.

Tabel 3.1: Opsummering af den eksisterende viden om virkemidler og tiltag, der kan anvendes til miljø-og naturforbedring i Lillebæltsområdet.

Virkemiddel	Miljø- og naturforbedrende økosystemtjenester	Yderligere økosystemtjenester	Uønskede effekter	Krav til placering (faktorer med betydning for virkemidlernes effekt)	Status for viden
Ålegræs	Forbedrer bundnære lysforhold Reducerer resuspension Optager og immobiliserer N, P og C Øger biodiversiteten Skaber leve- og skjulesteder Sikrer stabilt fødegrundlag Oxiderer rodzonen	Kystbeskyttende effekter Lagring og permanent begravelse af carbon	Mulig konflikt med anden brug af havet Tab af donorbede	Lysforhold Eutrofieringsgrad Sedimenttype Strøm/bølger Iltsvind Salinitet Opportunistiske makroalger Begroning Sandorme	Der er stor (kvalitativ) viden fra DK og internationalt om ålegræssets økosystemeffekter, som formodentlig kan overføres til de fleste danske kystvande Begrænset kvantitativ viden fra DK farvande
Stenrev	Skaber levested for makroalger og hårbundskrævende dyr Øger biodiversiteten Sikrer leve- og skjulesteder for en række mobile arter, herunder fisk og marsvin Sikrer fødegrundlag for marine fødenet	Stabilisering af havbunden Reduktion af strøm og sedimenttransport Modvirkning af kysterosion Øgning af de rekreative værdier	Potentielle trædesten for invasive arter Befæstning af blødbundshabitater Risiko for øget fangsttryk	Havbundens bæreevne Lysforhold Strømforhold (tilsanding, erosion) Iltsvind Temperatur	International litteratur samt evidens fra få nyanlagte og eksisterende stenrev i danske farvande giver stor sikkerhed for de kvalitative/potentielle effekter af stenrev. Effekterne vil dog være meget stedafhængig
Biogene rev	Skaber levesteder for organismer, der kræver hårdt substrat	Stabilisering af sediment Øget kystbeskyttelse	Lokal organisk berigelse Ændring af sedimentstruktur	Salinitet Temperatur	En del international viden om økosystemtjenester associeret

Virkemiddel	Miljø- og naturforbedrende økosystemtjenester	Yderligere økosystemtjenester	Uønskede effekter	Krav til placering (faktorer med betydning for virkemidlernes effekt)	Status for viden
	Reducerer strøm (strømlæ) Filtrerer vand Forbedrer bundbære lysforhold Fungerer som fødegrundlag Øger biodiversiteten Tiltrækker mobile organismer som fisk og fugle Øger denitrifikationen	Binding af carbon	Fortrængning af eksisterende habitater/organismer	Klorofyl Prædation Strøm/bølger iltsvind	med muslingebanker, som formentlig kan overføres til danske forhold Mindre viden om bankers dynamik og udvikling over tid Stort set ingen viden om skæbnen af menneskeskabte banker
Biohuts	Styrker opvækstvilkår for fisk Øger tætheden af fisk Øger biodiversiteten	Kan muligvis øge rekreative værdier i havneanlæg	Kan muligvis tiltrække fisk, som vil mistrives over tid Kan muligvis tiltrække invasive arter Kan anvendes som "green washing" af havneudvidelser	Ilt Temperatur Giftige alger Salinitet Lys Giftige stoffer (spildevand)	Videnskabelig dokumentation er meget sparsom og ikke eksisterende for DK farvande.
Beskyttede områder (MPAs)	Øget bentisk biodiversitet, artsantal og biomasse Øget mængde (individ og biomasse) af kommercielt fiskede arter i det lukkede område Flere habitatformende arter Stabilisering af sediment og biogeokemiske processer Øget oxidering af sedimenter og bufferkapacitet ift iltsvind		Potentielt negative økonomiske konsekvenser for berørte fiskere	høj biodiversitet eller potentielle for høj diversitet blød bund hvor de negative effekter af bundtrawl er størst Områder som under naturlige forhold, ikke oplever meget fysisk forstyrrelse områder hvor potentialet for en forbedring af iltsvindssituationen er størst	International viden om effekter af MPA. Specifikke effekter afhænger af en række forhold herunder potentialer, forstyrrelseshistorik, størrelse af MPA, osv Usikkerhed vedr. effekter på lang sigt og "spill over" effekter
Muslingeopdræt	Binding og fjernelse af næringsstoffer Reducering af Klorofyl-a konc. Forbedret sigtdybde Reduceret sedimentation på basinskala	Proteiner med lav klimapåvirkning CO2 binding og potentiel lagring i skaller	Øget lokal sedimentation Lokal organisk berigelse af sediment DIN frigivelse til vandsøjlen Skygningseffekt Visuel forurening	Vanddybde Klorofyl-a konc (føde) Salinitet Strøm/bølger prædation	Omfattende national og international dokumentation for N og P fjernelse samt klorofyl effekter Biodiversitetseffekter ikke dokumenteret under DK forhold

Virkemiddel	Miljø- og naturforbedrende økosystemtjenester	Yderligere økosystemtjenester	Uønskede effekter	Krav til placering (faktorer med betydning for virkemidlernes effekt)	Status for viden
	Øget biodiversitet associeret til opdrætsanlæg		Potentiel konflikt med anden brug af havet		
Tangdyrking	Binding og fjernelse af næringsstoffer Øget biodiversitet Øget fødegrundlag	CO2 binding og potentiel lagring Modvirkning af forsuring Reduktion af strøm og bølger (kystbeskyttelse) Øger rekreativ værdi (dykning mm)	Skyggepåvirkning Øget sedimentation af organisk materiale Stepping stone for invasive arter Visuel forurening Potentiel konflikt med anden brug af havet	Lys Salinitet Temperatur Eutrofieringsgrad (påvækst) Strøm/bølger Vanddybde	Omfattende kommerciel og forskningsbaseret erfaring med dyrkning af sukkertang i danske farvande Mindre viden om de associerede økosystemtjenester Optimering af dyrkningsmetoder
Fangst af strandkrabber og søstjerner	Mindre skader på vigtige habitater (ålegræs, muslinge banker osv) Øget diversitet i eksisterende habitater	Proteiner med lav klimapåvirkning Mulighed for kommercielt fiskeri	Negativ påvirkning af bunden	Arter skal være tilstede i stort antal og være naturskadelig	Stort set ingen viden om virkemidlet og mulige effekter
NbS til kystbeskyttelse	Øget biodiversitet Øget resiliens Øget fødegrundlag for marine arter og havfugle Forbedring af lysforhold pga mindre sedimenttransport og resuspension	Kystbeskyttelse CO2 lagring Øger rekreative værdier Sandsynligvis omkostnings-effektivt	Kræver plads Potentiel konflikt med anden brug af kystzonen (land/vand)	Behov for kystbeskyttelse Fysiske og biologiske egne forhold	En del viden om forskellige habitatter og økosystemers bølge og strømreducerende effekter samt de associerede økosystemtjenester Kræver detaljeret lokalkendskab Viden om langtidseffekter mangler

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk