



DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Marine virkemidler: Potentialer og barrierer

Jens Kjerulf Petersen (red.), Karen Timmermann (red.), Annette Bruhn,
Michael Bo Rasmussen, Teis Boderskov, Helge Juul Schou, Anders Chr. Erichsen,
Marianne Thomsen, Andreas Holbach, Rune Skjold Tjørnløv, Troels Lange,
Paula Canal-Vergés og Mogens R. Flindt

DTU Aqua-rapport nr. 385-2021



Marine virkemidler: Potentialer og barrierer

Jens Kjerulf Petersen¹ (red.), Karen Timmermann¹ (red.), Annette Bruhn^{2,3}, Michael Bo Rasmussen^{2,3}, Teis Boderskov^{2,3}, Helge Juul Schou^{2,3}, Anders Chr. Erichsen³, Marianne Thomsen^{3,5}, Andreas Holbach², Rune Skjold Tjørnløv^{2,4}, Troels Lange⁶, Paula Canal-Vergés⁶ og Mogens R. Flindt⁶

¹ Sektion for Kystøkologi, DTU Aqua, DTU

² Institut for Bioscience, AU

³ Center for Cirkulær Bioøkonomi, AU

⁴ DHI

⁵ Institut for Miljøvidenskab, AU

⁶ Biologisk Institut, SDU

DTU Aqua-rapport nr. 385-2021

Kolofon

| | |
|-----------------------|---|
| Titel: | Marine virkemidler: Potentialer og barrierer |
| Forfattere: | Jens Kjerulf Petersen ¹ (red.), Karen Timmermann ¹ (red.), Annette Bruhn ^{2,3} , Michael Bo Rasmussen ^{2,3} , Teis Boderskov ^{2,3} , Helge Juul Schou ^{2,3} , Anders Chr. Erichsen ⁴ , Marianne Thomsen ^{3,5} , Andreas Holbach ² , Rune Skjold Tjørnløv ^{2,4} , Troels Lange ⁶ , Paula Canal-Vergés ⁶ og Mogens R. Flindt ⁶ ¹ Sektion for Kystøkologi, DTU Aqua, DTU ² Institut for Bioscience, AU ³ Center for Cirkulær Bioøkonomi, AU ⁴ DHI ⁵ Institut for Miljøvidenskab, AU ⁶ Biologisk Institut, SDU |
| DTU Aqua-rapport nr.: | 385-2021 |
| År: | Rapporten er udgivet maj 2021 |
| Reference: | Petersen, J.K. (red.), Timmermann, K. (red.), Bruhn, A., Rasmussen, M.B., Boderskov, T., Schou, H.J., Erichsen, A.C., Thomsen, M., Holbach, A., Tjørnløv, R.S., Lange, T., Canal-Vergés, P. & Flindt, M.R. (2021). Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. DTU Aqua-rapport nr. 385-2021. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp. + bilag |
| Kvalitetssikring: | Rapporten er fagfællebedømt på AU, SDU, DHI og DTU |
| Forsidefoto: | Dansk kyst. Foto: Kent Rasmussen, Colourbox |
| Udgivet af: | DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby |
| Download: | www.aqua.dtu.dk/publikationer |
| ISSN: | 1395-8216 |
| ISBN: | 978-87-7481-308-8 |

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

Effekterne af de marine virkemidler "Muslingeopdræt", "Tangdyrkning" og "Transplantering af ålegræs" er forskningsmæssigt dokumenteret og beskrevet i bl.a. seneste version af det marine virkemiddelkatalog (Bruhn m.fl. 2020). Selvom virkemidlerne ud fra en videnskabelig betragtning er testet og dokumenteret, er der imidlertid behov for yderligere udredning og afklaring, før virkemidlerne kan udrulles i større skala og potentielt kan indgå som virkemidler i vandområdeplanerne. Formålet med nærværende projekt er at belyse virkemiddelpotentialet på nationalt plan samt identificere mulige biologisk/fysiske, administrative, logistiske og sociale barrierer, som kan reducere virkemidlernes effektivitet og anvendelighed i danske vandområder. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen, som sammen med Miljøministeriets departement har kommenteret et udkast til rapporten. Valg af metoder, behandling af data, beskrivelse og præsentation af resultater har udelukkende været forfatterens beslutning og ansvar. Rapporten er fagfællebedømt på AU, SDU, DHI og DTU. DTU Aqua har stået for den overordnede redigering af rapporten, men indholdet af de enkelte afsnit er udelukkende de angivne forfattere og institutioners ansvar.

Lyngby, april 2021

Indhold

| | | |
|-----|--|----|
| 1. | Indledning..... | 5 |
| 2. | Potentiale og barrierer for muslingeopdræt | 7 |
| 2.1 | Biologiske-fysiske barrierer | 7 |
| 2.2 | Administrative barrierer | 11 |
| 2.3 | Logistiske barrierer..... | 13 |
| 2.4 | Sociale barrierer | 16 |
| 2.5 | Litteratur | 16 |
| 3. | Potentiale og barrierer for dyrkning af tang..... | 18 |
| 3.1 | Biologiske-fysiske barrierer | 18 |
| 3.2 | Administrative barrierer | 23 |
| 3.3 | Logistiske barrierer..... | 24 |
| 3.4 | Sociale barrierer | 26 |
| 3.5 | Litteratur | 27 |
| 4. | Potentiale og barrierer for ålegræstransplantering | 29 |
| 4.1 | Biologiske-fysiske barrierer | 29 |
| 4.2 | Administrative barrierer | 36 |
| 4.3 | Logistiske barrierer..... | 36 |
| 4.4 | Sociale barrierer | 37 |
| 4.5 | Litteratur | 37 |
| 5. | Effekter af marine virkemidler i relation til Vandområdeplaner | 40 |
| 5.1 | Semi-kvantitativ metode til sammenligning af marine virkemidlers N/P-fjernelse og vandplanernes indsatsbehov..... | 41 |
| 5.2 | Kvantitativ vurdering af marine virkemidlers økologiske effekt ift. opnåelse af god økologisk tilstand..... | 42 |
| 5.3 | Reduktion i tidsforsinkelse i opnåelse af god økologisk tilstand (GØT)..... | 43 |
| 6. | Samlet oversigt over potentialer og barrierer | 44 |
| 6.1 | Vandområder med optimalt virkemiddelpotentialer..... | 44 |
| 6.2 | Barrierer for implementering af marine virkemidler..... | 47 |
| | Appendiks A. Potentialekort for tang som marint virkemiddel..... | 50 |
| | Appendiks B: Potentiale for ålegræstransplantering | 57 |

1. Indledning

Af beskrivelserne af effekter og status for vidensgrundlag i det marine virkemiddelkatalogs 2. udgave (Bruhn m.fl. 2020) fremgår det, at for virkemidlerne opdræt af muslinger, dyrkning af tang og reetablering af ålegræs er disse "... testet i danske farvande, og data-grundlaget er tilstrækkeligt omfattende til, at virkemidlet vurderes operationelt/klar til anvendelse i egnede områder. Der kan være behov for f.eks. tekniske afklaringer, evt. dokumentation af effekt med stor-skala implementering og udredning af optimal placering, der kræver supplerende undersøgelser eller faglig vurdering, men virkemidlet er teoretisk og praktisk dokumenteret".

I virkemiddelkataloget er virkemidlerne dels beskrevet i forhold til den videnskabelige dokumentation for deres funktion og i relation til deres effektivitet i form af arealspecifik fjernelse eller binding af næringsstoffer. Der er endvidere redegjort for sideeffekter af virkemidlerne. Dette er imidlertid ikke i sig selv tilstrækkeligt for en forvaltning af virkemidlerne. Den i virkemiddelkataloget angivne effektivitet for hver af virkemidlerne kan ikke direkte overføres til alle danske vandområder, idet vandområderne har forskellige fysiske, kemiske og biologiske karakteristika. Derudover vil der være en række logistiske, tekniske, administrative og sociale begrænsninger (barrierer) for en eventuel praktisk implementering af virkemidlerne.

I denne rapport er der for hvert af de tre marine virkemidler gennemført en barriere-analyse for anvendelse af virkemidlerne i forvaltning af 3. generations vandområdeplaner. Barriereanalyserne er bygget hierarkisk op. I første niveau beskrives de basale begrænsende faktorer for implementering, dvs. biologisk-fysiske begrænsninger, som er uomgængelige. I de efterfølgende niveauer beskrives administrative, logistiske og sociale barrierer, som principielt, men muligvis ikke i relation til den kommende vandplanperiode, kan overkommes.

De primære barrierer, som ikke på nogen måde kan overkommes, er barrierer som er begrænsende for virkemidlernes biologiske funktion som f.eks. salinitet, fysisk eksponering, lys og vanddybde. De fysisk-biologiske barrierer er sat i forhold til vandplanområderne og beskriver henholdsvis fysisk/biologisk ultimative eller stærkt begrænsende barrierer for effektivitet. Analyserne af disse barrierer resulterer i kort, der viser områder, der er egnede eller mindre egnede til implementering af virkemidlet. Det skal her understreges, at fordi de resulterende potentialekort viser hele eller store dele af vandplanområder som egnede til implementering med et givent specifikt fjernelsespotentiale for næringsstoffer, er det i disse analyser ikke det samme som, at virkemidlet kan implementeres på hele det angivne areal for hvert enkelt vandområde. Der er således i disse analyser ikke foretaget modellering/beregning af den specifikke bæreevne for muslinge- og tangproduktion i de enkelte vandplanområder, hvilket betyder at de angivne fjernelsespotentialer ikke blot kan multipliceres med et vandområdes totale areal eller areal, hvor der kan dyrkes muslinger eller tang. Beregninger af specifik bæreevne er mere omfattende end, hvad der er muligt indenfor rammerne af denne analyse. Potentialekortene er dermed retningslinjer for, hvor marine virkemidler vil være mest/mindst effektive og kan ikke ved simpel multiplikation af areal og fjernelsespotentiale resultere i samlede fjernelsespotentialer pr. vandområde.

De efterfølgende lag i barriere-analysen er administrative og logistiske begrænsninger for eventuel implementering. I forhold til administrative barrierer, bl.a. omfattende tilladelsesprocedurer,

vil der være nogle begrænsninger, som reelt har karakter af fysisk uomgængelighed. Det gælder f.eks. sejlrender, arealer friholdt ved infrastrukturanlæg osv. Andre vil i princippet kunne omgås, f.eks. i relation til havplanerne, eller forvaltningspraksis vil kunne ændres, men dette vil være en politisk-administrativ beslutning. Begrænsninger for implementering er imidlertid også af praktisk karakter. Implementering af virkemidlerne i stor skala kan indenfor én vandplanperiode således blive begrænset af logistiske barrierer som anlægstid og -kapacitet, tilladelsesprocedurer, kvalificeret personale, både og havne mm. som vil være afhængigt af virkemidlet og hvor stor erfaring, der er med praksis. Der er ikke i denne analyse taget stilling til forvaltningsmodeller, hverken i forhold til den målrettede regulering og hvor marine virkemidler ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt er mest omkostningseffektive, eller i relation til praktisk udførelse og kontrol. Der kan for sidstnævnte være tale om forskellige modeller inkluderende kommunale driftsselskaber, udbud blandt private operatører og blandede modeller. Forvaltningsmodellerne vil sandsynligvis være forskellige mellem virkemidler og vil afhænge af, hvilken betalingsmodel for økosystem tjenester fra de marine virkemidler, der vælges. Med betalingsmodel forstås både, hvem der skal betale for virkemidlet og hvordan betalingen skal administreres i relation til de praktiske operatører.

Endelig vil der være nogle sociale begrænsninger, specielt i relation til lokal social accept. Sociale barrierer omfatter primært lokal modstand mod virkemidlet i relation til f.eks. visuel forurening eller anvendelse af kystzonen.

Udover biologisk/praktiske barrierer for implementering af de tre marine virkemidler vil forvaltningen endvidere skulle tage hensyn til, hvordan effekterne af marine virkemidler kan håndteres ift. opnåelse af de fastsatte miljømål. I den aktuelle forvaltning beregnes målopfyldelse i form af krav til reduktion af tilførsel af næringsstoffer fra dansk opland til den marine recipient. Alle marine virkemidler fjerner/immobiliserer derimod næringsstofferne i recipienten og de tilførte næringsstoffer vil have en økologisk effekt i recipienten fra de tilføres et givent vandplanområde, til de bliver immobiliseret af virkemidlet ved optag og indbygning i biomasse. Endvidere kan marine virkemidler direkte påvirke f.eks. kvalitetselementer og næringsstoffdynamikken (f.eks. retentionen) i recipienten, Der er således behov for en metode, der kan sætte effekten af marine virkemidler i forhold til kravene om opnåelse af målsætningerne og evt. andre målsætninger for natur og miljø.

2. Potentiale og barrierer for muslingeopdræt

Jens Kjerulf Petersen

Der er i denne analyse taget udgangspunkt i de fjernelsespotentialer og de teknologier, der er beskrevet i det marine virkemiddelkatalog (Bruhn m.fl. 2020). Til analysen er der brugt kendt viden (ultimo 2020), der kan implementeres i 3. generations vandområdeplaner, dvs. i perioden 2021-2027, og der refereres udelukkende til vandplanområder.

2.1 Biologiske-fysiske barrierer

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 (Buer m.fl. 2020, Maar m.fl. 2015). Der er en forventet reduktion i vækst hos blåmuslinger til 70% af maksimal vækst ved saltholdigheder på 12-16 PSU og en reduktion til 50% ved saltholdigheder på 9-12 PSU. Derunder falder væksten kraftigt (Landes m.fl. 2015). Udover vedvarende lav saltholdighed kan også fluktuerende saltholdighed påvirke vækst hos blåmuslinger negativt (Maar m.fl. 2015, Riisgård m.fl. 2012, 2014).

Væksthastigheden er hos blåmuslinger endvidere bestemt af vandtemperaturen således, at ved vandtemperaturer på 18-22°C er væksten højest (Hollenbach m.fl. 2020). 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 (f.eks. Petersen m.fl. 2014, Nielsen m.fl. 2016).

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 fødekonzentrationer. Ved koncentrationer lavere end ca. 0,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ klorofyl stopper muslingerne filtrationen og lukker helt eller delvis åbningen mellem de to skaller (Riisgård m.fl. 2003). Fødeoptagelse hos blåmuslinger er imidlertid ikke udelukkende en funktion af fødekonzentration, 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 fødetilgængeligheden.

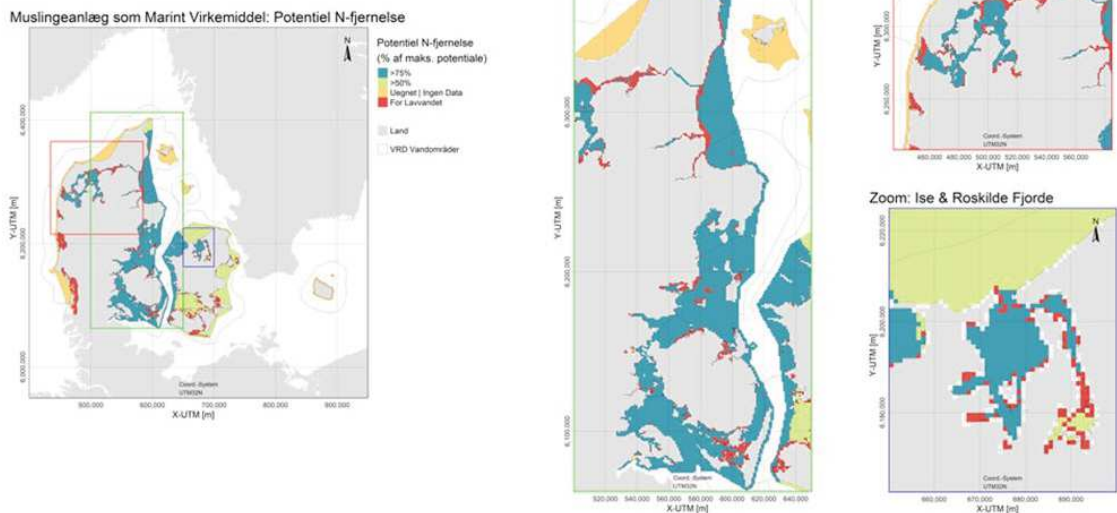
Ved brug af muslingeopdræt som virkemiddel vil det især være den aktuelt realiserede fødekonzentration omkring den enkelte musling i tætte klumper af muslinger på bændler eller net med lille indbyrdes afstand, der er vigtig for væksten. Den indbyrdes konkurrence om føden i opdrætsanlæggene kan betyde, at de fødekonzentrationer som giver optimal vækst for individuelle muslinger under optimale betingelser ikke kan sammenlignes én til én med koncentrationer i vandområder. Der er i de tidligere undersøgelser dog ikke dokumenteret betydende fødeudtynding i anlæg af standardstørrelse (ca. 19 ha), som i denne analyse er antaget at være maksimum størrelse for et enkelt anlæg. Derimod er der anlæg med tæt indbyrdes afstand dokumenteret potentiel betydende fødeudtynding (Taylor m.fl. 2021).

De enkelte vandområders bærekapacitet – dvs. områdets samlede fødetilgængelighed for muslingeopdræt - sætter en øvre grænse for den samlede muslingebiomasse, der kan høstes fra et område og kan også reducere den arealspecifikke effektivitet af virkemidlet. Det kræver detaljerede modelstudier at beregne områders bærekapacitet, hvilket ikke er muligt i denne analyse.

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+net systemer ved lavere vanddybder. Operationelt kan det derfor ikke anbefales at dyrke på lavere vanddybder.

Eksponering. DTU Aqua vurderer, at det ikke er muligt at lave muslingeopdræt i 3. vandområdeplanperiode i vandområderne langs den jyske vestkyst givet bølgeeksponering, vanddybde og strømforhold i de pågældende områder. DTU Aqua anser det heller ikke for realistisk at bruge muslingeopdræt som virkemiddel i vandområderne omkring Bornholm, Anholt og Læsø, da den eksisterende teknologi til offshore muslingeopdræt ikke er testet i danske farvande. I alle andre vandområder vil det i relation til fysisk påvirkning være muligt at etablere opdrætsanlæg dog således, at der vil være udfordringer i enkelte meget strømfyldte farvande som f.eks. i dele af Lillebælt. DTU Aqua vurderer på baggrund af en overordnet analyse af eksponering og strøm, at der vil være delområder i alle vandområder – på nær de nævnte undtagelser – hvor det er muligt at etablere opdrætsanlæg.

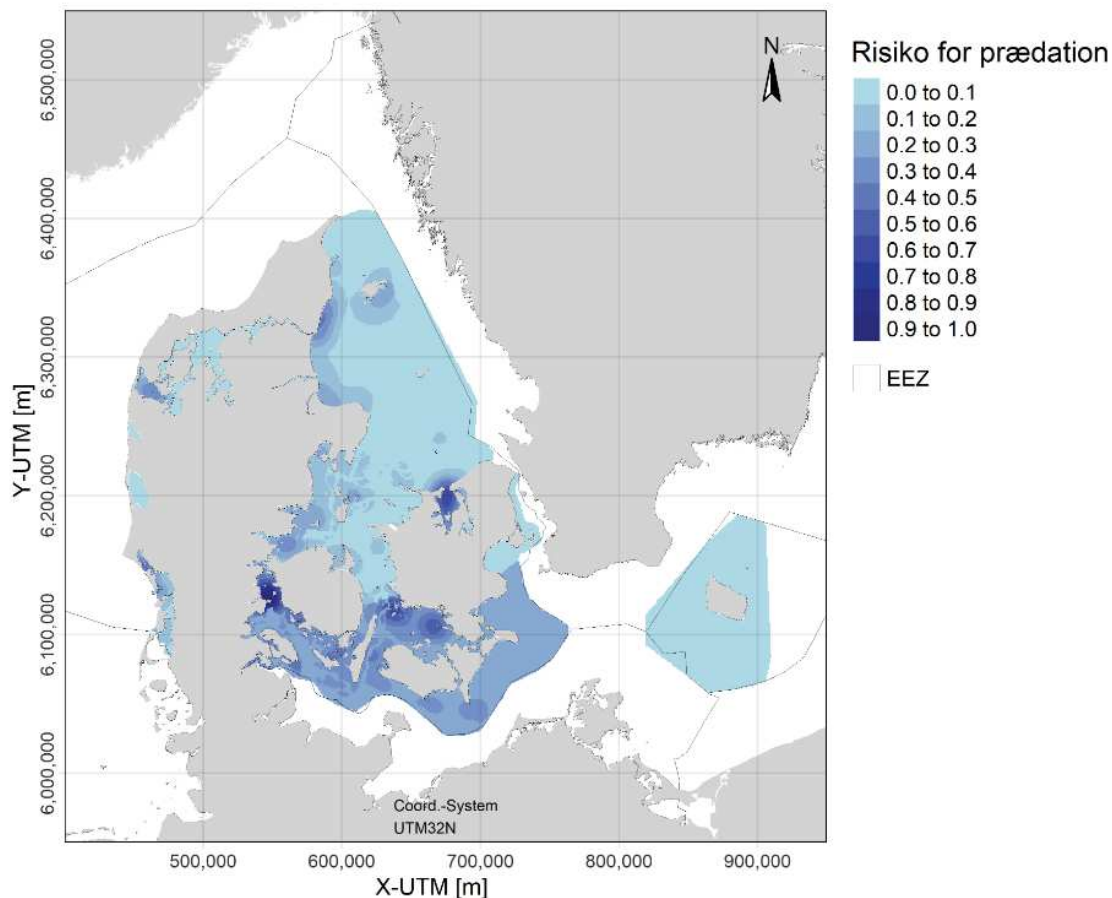
På baggrund af saltholdighed, fødekonzentrationer og vanddybder er der gennemført en modellering af næringsstof fjernelsespotentiale som beskrevet i det marine virkemiddelkatalog (Bruhn m.fl. 2020) for opdræt af muslinger som virkemiddel (Hollenbach m.fl. 2020). I figur 1 er vist resultatet af denne modellering inkl. vurderinger af eksponering fordelt på vandområder. Det højeste virkemiddelpotentiale i Danmark findes i Limfjorden, Mariager Fjord, Bælthavet (inkl. mange af fjordene) og Isefjord, hvor der er gode fødeforhold og saltholdigheden ikke er begrænsende for vækst.



Figur 2.1. Potentiale for næringsstoffjernelse i % af maksimal fjernelse (0,5-1,4 t N/ha for langliner og 1,6-2,5 t N/ha for rør+net) som beskrevet i Marine virkemidler (Bruhn m.fl. 2020). Potentialet er modelleret som produktionskapacitet pr arealenhed under hensyntagen til saltholdighed, temperatur, fødekonzentration og vanddybde (Holbach et al., 2020). Kun vandområder omfattet af vandområdeplanerne er inkluderet og det er vurderet, at vandområder langs den jyske vestkyst og omkring Bornholm, Anholt og Læsø ikke er egnede til muslingeopdræt.

Prædation. De to største prædationstrusler mod muslingeopdræt er edderfugle og søstjerner. Søstjerner kan komme på opdrætsanlæg ved nedslag af søstjerne yngel på anlæggene, eller ved at voksne søstjerner kan kravle op på anlæggene, hvis disse kommer i kontakt med bunden. Der findes metoder til helt eller delvist at undgå prædation fra søstjerner på anlæg, f.eks. ved at sikre opdriften med flere bøjer, så linerne ikke kommer i kontakt med bunden og potentielle prædatorer. Bedste løsning er ved at time udsætning af yngelfang, så nedslag af søstjerne yngel undgås.

Edderfugle er primært et problem i efteråret og vinterens første måneder, hvor edderfugle kan slå ned ved opdrætsanlæggene. En lang række af de områder, der er egnede til at implementere muslingeopdræt som virkemiddel, er også områder, hvor der er potentielt betydende forekomster af edderfugle (figur 2.2).



Figur 2.2. Modelleret risiko for prædation af edderfugle på muslinger, hvor 1 indikerer 100% risiko for edderfugle og 0 indikerer, at der ingen risiko er for prædation af edderfugle. Risikoen er bl.a. beregnet ud fra vintertællinger af edderfugle samt viden om trækruter og edderfuglenes forekomstmønstre i forhold landskabsmæssige barrierer og vanddybdepræferencer (Tjørnløv et al., in prep.).

Såfremt edderfuglene finder opdrætsanlægget, vil de kunne fjerne betydelige mængder af muslinger og forlader ofte først stedet, når fødekilden er sluppet op. Der findes tekniske løsninger for at forhindre edderfuglenes adgang til muslingerne i opdrætsanlæg, f.eks. ved brug af net. Nettene skal dog være finmaskede for at undgå, at edderfuglene selv bliver fanget i nettet og dør. I områder med høj sandsynlighed for forekomst af edderfugle, kan tidlig høst af muslingerne overvejes. I Vejle Fjord, hvor edderfugle før har medført tab af muslinger på opdrætsanlæg, er det i et aktuelt projekt lykkedes at høste store biomasser af muslinger, før edderfuglene kom til området (Sund Vejle Fjord).

Beskrivelse af de biologisk-fysiske barrierer saltholdighed, temperatur og føde er baseret på omfattende videnskabelig evidens. Forekomsten af edderfugle er baseret på konkrete observationer, mens tidlig høst er dokumenteret fra danske farvande som metode til at undgå prædation fra edderfugle. Beskrivelse af barriererne vanddybde og eksponering er baseret på dels praktiske opdrætserfaringer fra danske farvande (se f.eks. Taylor m.fl. 2020) dels på ekspertvurdering af eksponering i danske farvande, tilgængelig teknologi og erfaringer fra offshore muslingopdræt i New Zealand og USA. Der er for eksponering således ikke tale om, at opdræt ikke

kan lade sig gøre, men at det vurderes ikke realistisk at implementere opdræt i de nævnte farvandsområder i større skala med den aktuelle viden og kunnen i Danmark i 3. generations vandområdeplaner.

2.2 Administrative barrierer

Tilladelser til opdræt. Tilladelser til etablering af opdrætsanlæg administreres efter Fiskeriloven og Fiskeristyrelsen er myndighed på området. Konkret administreres efter bekendtgørelse nr. 1387 af 03/12/2017 om opdræt af muslinger og østers i vandsøjlen (<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1387>). I forbindelse med ansøgninger gennemfører Fiskeristyrelsen partshøring hos en række parter defineret af Fiskeristyrelsen og omfattende relevante offentlige myndigheder, fiskeriforeninger og grønne organisationer.

Der er få formelle barrierer for etablering af anlæg til opdræt af blåmuslinger og disse omfatter primært fredningsbælter fastsat for, at fisk, der bevæger sig fra vandløb ud i havet, skal kunne gøre det frit. Disse fredningsområder er vist i dette link <https://kms.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=5bd97e15c7d548b99640e28662e58a22> og har i praksis meget lille eller ingen betydning for tilladelserne, fordi de som regel kun omfatter vanddybder lavere end relevant for opdræt af muslinger som virkemiddel. Det er muligt at få opdrætstilladelse i et Natura 2000 område, men dette vil kræve en forudgående konsekvensvurdering. Begrænsninger for placering i relation til sejlrender, klappladser, andre natur- og miljøhensyn mm. vil være en del af den konkrete sagsbehandling og fremkomme gennem partshøringerne. Der er i dag dermed heller ingen specifikke krav til placering af opdrætsanlæg i relation til følsomme habitater som stenrev, tangskove eller ålegræsbede. Da både tang og ålegræs er kvalitetselementer i Vandrammedirektivet, bør det sikres, at eventuelle placeringstilladelser ikke har negativ påvirkning på bundvegetationens udbredelsesmulighed. Der er i Fiskeristyrelsens sagsbehandling ikke en komplet oversigt over begrænsninger for placering af opdrætsanlæg, men Fiskeristyrelsen arbejder pt. på en intern vejledning/instruks for sagsbehandling på området. I denne vil der kunne indarbejdes regler i relation til f.eks. følsomme habitater. Endelig skal der ved etablering stilles en økonomisk garanti, der kan dække evt. oprydning af opdrætsanlægget ved konkurs eller betalingsstandsning.

Kontor for Bæredygtigt Fiskeri i Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri har som input til havplan-arbejdet afsat en række områder til brug for muslingeopdræt. De afsatte områder er endnu ikke tilgængelige, men tager udgangspunkt i de muslingeproduktionsområder, som er defineret af Fødevarestyrelsen i relation til fødevarer sikkerhed og omfatter primært områder, som er egnede til muslingeproduktion. Produktionsområderne er delvist sammenfaldende med de farvande, der indgår i EUs Skaldyrvandedirektiv. Der vil kunne etableres opdræt af muslinger som virkemiddel i andre områder, end dem der er meldt ind til havplansarbejdet, men dette vil kræve tillæg til havplanen. Dette er dog muligt, hvis der er et politisk-administrativt ønske herom.

Endelig kræver anvendelse af muslinger til human konsum, at muslingerne er produceret i områder udpeget af Fødevarestyrelsen (se nedenfor).

Kontrol af næringsstoffjernelse. Der foregår i dag kontrol med landede mængder blåmuslinger i muslingefiskeriet, som kan bruges som model for et kontrolsystem. Kontrollen foregår ved hjælp af vejning af mærkede og forud indvejede lastbiler og containere med landede muslinger

samt kameraovervågning af vejningen hos den virksomhed, der modtager muslingerne. Et tilsvarende system med egenkontrol kan etableres for landing af muslinger opdrættet som virkemiddel. Dette kan ske enten ved, at alle landede muslinger skal modtages af en virksomhed, der forarbejder eller videresælger blåmuslinger og kontrollen med landingsmængder etableres her (som for muslingefiskeri). Denne løsning forudsætter, at alle landede muslinger, der skal indgå i beregning af virkemidlets effekt, skal forbi en dansk forarbejdningsvirksomhed. Alternativt kan der oprettes et tilsvarende vejesystem hos de operatører, der får aftaler om opdræt til virkemiddelbrug eller hvis produktion af muslinger indgår i beregninger af fjernede mængde næringsstoffer. Dette vil imidlertid kræve oprettelse af nye vejeenheder hos de enkelte operatører.

Der er en stærk korrelation mellem mængde af muslinger i landet vådvægt og mængde fjernet næringsstoffer, men der er, afhængig af muslingernes relative sammensætning af bløddele og skal, en variation i den procentuelle andel af landingen, der er kvælstof henholdsvis fosfor. Variationen i næringsstofindhold fra opdrættede muslinger høstet i indre danske farvande ligger generelt mellem 1,28-1,67% N og 0,07-0,16% P af vådvægten af hele muslinger inkl. bløddele, skaller og byssus (Buer m.fl. 2020). Det kan således være formålstjenligt at udtage repræsentative prøver af den høstede mængde f.eks. ved start af hvert høstet anlæg og få prøverne analyseret på et godkendt laboratorium.

Ordningen med opgørelse af vægten af landinger i blåmuslingefiskeriet påhviler de virksomheder, der modtager muslingerne og med Fiskerikontrollen som kontrollerende myndighed. Der vil skulle tilføres ekstra ressourcer til kontrolmyndigheden, hvis kontrolopgaven udvides betydeligt eller overføres til en anden myndighed.

Tilladelser vedrørende forarbejdning. For muslinger, der skal bruges til human konsum, gælder reglerne for kontrol for algetoksiner og mikrobiologisk forurening (*E. coli* og *Salmonella*) som beskrevet i Fødevarestyrelsens BEK nr. 732 af 29/05/2020 om muslinger mm. (<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/732>). I relation til Fødevarestyrelsens forvaltning er landet opdelt i en række produktionsområder ([https://www.foedevarestyrelsen.dk/Leksikon/Sider/Kort_over_produktionsomraader_i_Danmark.aspx?Indgang=Kontrol&Indgangsemne=Muslingeovervågning&](https://www.foedevarestyrelsen.dk/Leksikon/Sider/Kort_over_produktionsomraader_i_Danmark.aspx?Indgang=Kontrol&Indgangsemne=Muslingeoverv%C3%A6gning)), hvorfra der skal foretages prøvetagning for at kriterierne for åbning af områderne med henblik på høst til human konsum opfyldes. På nær enkelte vandplanområder f.eks. omkring Bornholm og Anholt er stort set alle vandplanområder dækket af Fødevarestyrelsens regler.

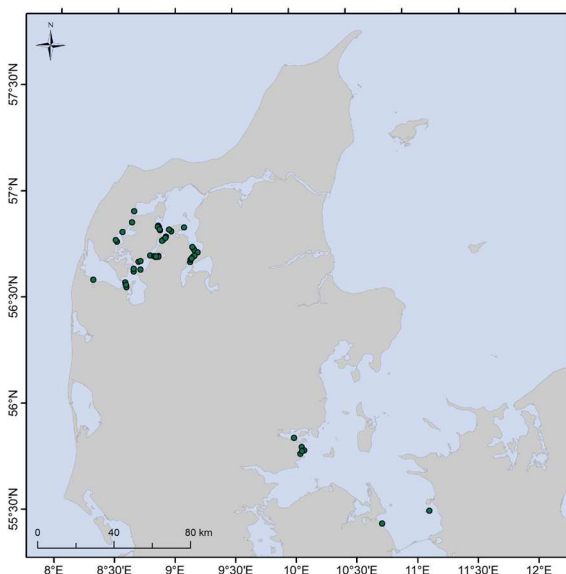
Blåmuslinger indgår på listen over marine invertebrater, der kan bruges til produktion af foderingredienser. Administration af brug af vanddyr (fisk, bløddyr, krebsdyr) er efter biproduktforordningen under kategori 3 produkter (https://www.foedevarestyrelsen.dk/Leksikon/Sider/Generelt_om_animalske_biprodukter.aspx). Der er for foderingredienser regler for indhold af f.eks. miljøfremmede stoffer, men koncentrationsniveauer i danske opdrætsmuslinger er i tidligere målinger ikke i konflikt med disse regler (Petersen m.fl. 2014, Maar m.fl. 2018). Derudover er der en række regler om transport, sporbarhed mm.

Opdræt af muslinger kan certificeres med Ø-mærket og dermed sælges både som økologisk fødevarer og økologisk foderingrediens (BEK nr. 48 af 21/01/2020 <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/48>). Der er en række regler i økologiforordningen for produktion af økologiske muslinger, som beskrevet her: <https://www.danskakvakultur.dk/media/12648/Projekt-%C3%98KO-AKVA-1-projektrapport-inkl-bilag-ENDELIG-ENDELIG-050814-VJL.pdf>. De fleste

nuværende operatører har en Ø-mærket produktion og det er regler, der relativt let kan implementeres uden store investeringer.

Beskrivelsen af de administrative barrierer er baseret på refererede bekendtgørelser samt input fra Fiskeristyrelsen og Fødevarestyrelsen.

2.3 Logistiske barrierer



Figur 2.3. Placering af eksisterende tilladelser til opdræt af muslinger (og østers). Data fra Fiskeristyrelsen.

Opbygning af anlæg. Etablering af et anlæg baseret på rør+net, som er den mest effektive produktionsform, involverer: A) boring af ankere til hvert rør, hvilket i princippet kan udføres af flere operatører i Danmark, men som pt. kun udføres af én operatør.; B) montering af de enkelte rør-enheder (ét rør på 120 m monteret med net), hvilket typisk udføres af leverandøren; og C) fastgørelse af enhederne til ankrene. Samlet vurderes det, at der dagligt kan etableres 10-15 rør-enheder dog afhængigt af vejrforhold. Under hensyntagen til tilgængelig kompetent arbejdskraft, kapacitet til at bore ankere, leverandørernes kapacitet til at montere rør-enheder og ikke mindst vejrlig (150 reelle arbejdsdage årligt) vurderes det, at der ved opskalering kan etableres 1500-2250 rør-enheder pr år. Der er til beregningerne af de maksimale arealspecifikke fjernelsepotentialer i virkemiddelkataloget taget udgangspunkt i brug af net+rør systemer og med 80 rør af 120 m pr standardanlæg (18,8 ha). Nogle af de eksisterende operatører på området ønsker af forskellige årsager ikke at etablere anlæg med en tæthed på 80 rør-enheder pr anlæg. Afhængigt af antallet af rør-enheder pr anlæg kan der således etableres i størrelsesordenen 20-45 anlæg med en standardstørrelse på 18,8 ha om året. Med en forøgelse af antallet af operatører kan dette antal med en vis sandsynlighed øges. I løbet af en periode på 2-3 år vil der således samlet kunne anlægges ca. 100 opdrætsanlæg, der vil kunne være i funktion i 3. vandområdeplanperiode. Standardanlæg på 18,8 ha anses i denne analyse for at være den optimale størrelse for enkelte anlæg, som hermed kan betragtes som fuld skala. Opskalering ved implementering af muslingeopdræt som virkemiddel er derfor alene et spørgsmål om antal anlæg.

Anlæggenes indbyrdes afstand og endelige placering vil afhænge af en analyse af bæreevne i det konkrete vandområde.

I forhold til produktion af materialer til opdrætsanlæggene har alene firmaet SmartFarm en kapacitet på 3500 net om året. Dertil kommer andre firmaer som Hvalpsund Net, EasyFarm og Randers Reb, så det vurderes ikke, at der vil blive problemer med leverancer af net. Ligeledes vurderes det heller ikke, at der vil være problemer med leverancer af rør. Det vurderes endvidere, at der ikke vil være en flaskehals i forhold til brugbare både i anlægsfasen. Enten kan der anvendes de både, der allerede er i erhvervet, eller alternativt vurderes det, at der kan anskaffes egnede både brugte eller nye uden stor forsinkelse. Samlet set er der ikke yderligere begrænsninger for etablering af anlæg end den hastighed i selve anlægsprocessen, der er beskrevet ovenfor.

Der er i forhold til etablering af anlæg ingen logistiske begrænsninger for anlæggenes geografiske placering. Placering af anlæg kræver, at der er havnefaciliteter, der kan understøtte anlægsarbejdet, primært plads til at samle rørene. Derudover vil der i driftsfasen være krav om tilstedeværelse af havnefaciliteter til landing af muslingerne herunder evt. mulighed for etablering af vejefaciliteter (se ovenfor). I driftsfasen vil det ligeledes være hensigtsmæssigt, at havnefaciliteterne er i rimelig sejlafstand fra selve anlæggene for at reducere driftsomkostninger. Det kan forventes, at der i stort set alle vandområder er egnede havnefaciliteter, men det vil kræve en detaljeret analyse i hvert vandområde om eksisterende havnefaciliteter matcher optimal placering af opdrætsanlæg i relation til fjernelsespotentialer og havnenes kapacitet.

Investeringsbehov. Investeringsbehovet vil afhænge af hvor tæt anlæggene ligger på hinanden og der kan derfor ikke gives en oversigt over det samlede investeringsbehov. Hvis man antager, at vinduet for høst ligger inden vinteren eller inden der kommer edderfugle (hvilket ikke behøver at være sammenfaldende) og med en kapacitet for en høstmaskine på 6 rør-enheder om dagen, kan der under hensyn til vejforhold høstes 150 rør i en 2 måneders periode. Anlæg svarende til 150 rør-enheder giver et estimeret investeringsbehov på ca. 25 mio. kr. fordelt på 10 mio. kr. til rør og net, 4 mio. kr. til høstmaskine, 10 mio. kr. til de nødvendige skibe og 1 mio. kr. til diverse materialer og andre anlægsomkostninger. Dertil kommer investeringer på land til f.eks. truck, oplagringsfaciliteter, bygninger mm, som dog vil være af begrænset omfang. Hvis høstsæsonen kan forlænges (ingen isdække) og der er flere rør-enheder i samme vandområde og indenfor relativ kort afstand, vil anlægsinvesteringerne kun øges med antal rør-enheder og vil ikke kræve yderligere investeringer i både.

DTU Aqua vurderer på baggrund af forespørgsler til erhvervet, at der er villighed til at investere i opdrætsanlæg og forarbejdning i det omfang, det bliver muligt at producere muslinger i stor skala og der bliver en form for betaling for virkemiddelindsatsen. Der er dermed ikke behov for at vurdere investeringsbehovet som en barriere, medmindre man ønsker en model, hvor det er det offentlige, der skal stå for produktionen.

Drift af anlæg. Givet at anlægstypen er rør+net systemer, og at der høstes inden vinter eller inden isdække, hvorved der ikke vil være behov for udtynding på nettene, vil driften være begrænset til primært at være tilsyn, kontrol med edderfugle og i områder med fare for edderfugle etablering af evt. beskyttelsesforanstaltninger. Det vurderes, at der kan uddannes personale i

takt med, at anlæggene bliver etableret. Det vurderes dermed, at der ikke vil være en barriere for placering af anlæg.

Forarbejdning. Muslinger opdrættet som virkemiddel i rør+net systemer og med høst indenfor max 8-9 måneder fra udsætning af anlægget vil ikke alle kunne anvendes til friskvaremarkedet. DTU Aqua vurderer, at max 5% kan anvendes til fersk konsum, yderligere max. 10-15% kan anvendes til kogning til hermetik og resten skal anvendes til andre formål for ikke at udgøre et affaldsproblem. Den eksisterende forarbejdningskapacitet til den del af muslingerne, der kan anvendes til human konsum, er af en sådan størrelsesorden, at der ikke vil være en barriere i forarbejdningdelen.

For den del af høsten, der skal anvendes til andre formål, er der pt. primært undersøgt mulighederne for at anvende muslingerne som foderingrediens. Den simpleste form er at knuse og tørre hele muslinger. Til en sådan proces er der i Danmark en kapacitet på mere end 100.000 t muslinger. Der er dog i denne vurdering ikke taget højde for evt. spidsbelastningsperioder, men DTU Aqua vurderer ikke, at der er kapacitetsbarriere ved denne forarbejdningsmetode. Imidlertid vil det resulterende produkt med denne metode have lav værdi pga. et relativt stort askeindhold (stammende fra skallen), der kraftigt reducerer anvendeligheden og værdien af produktet. Der er forskellige metoder til reduktion af skalfraktionen i et melprodukt til brug som foderingrediens, men da der endnu ikke har været en egentlig produktion af muslinger til brug som foderingrediens, er der aktuelt ingen kapacitet til forarbejdning af produkter med større værdi. Det vurderes, at ved årlige produktionsmængder på 50-100.000 t vil der være interesse fra danske virksomheder som TripleNine og Danish Marine Proteins for at investere i forarbejdningskapacitet og relevant udstyr. Der er ligeledes interesse fra udenlandske virksomheder i produktion af muslingemel, og der er på det seneste sket en række gennembrud i teknologien til produktion af muslingemel med lavt askeindhold. Det præcise indhold af de nye metoder er dog stadig forretningshemmeligheder. Det er på dette foreløbige grundlag ikke muligt at estimere investeringsbehov i forarbejdningdelen. Investeringsbehovet i forarbejdningsindustrien vil dog jf. ovenstående ikke være en barriere for implementering af muslingeopdræt som virkemiddel, hvis mængderne i produktionen bliver tilstrækkelige.

Da muslinger er velegnede til at blive transporteret, er der ingen geografisk udfordring med placering af opdrætsanlæggene i forhold til forarbejdningskapacitetens placering. Der vil udelukkende være begrænsninger i relation til om værdikæden er økonomisk bæredygtig, dvs. om transportomkostningerne øger forarbejdningssomkostningerne så meget, at det forarbejdede produkt bliver for dyrt. Dermed bliver evt. etablering af nye forarbejdningsenheder et spørgsmål om at sammenholde etableringsomkostninger og afskrivning heraf med transportomkostninger. Det kan kun beregnes meget teoretisk på nuværende tidspunkt, men kan ikke anses for at være en barriere for implementering af muslingeopdræt som virkemiddel.

Beskrivelsen af de logistiske barrierer er for eksisterende anlæg baseret på oplysninger fra Fiskeristyrelsen. For vurdering af opbygning af anlæg, drift af anlæg, investeringsbehov og forarbejdning baserer vurderingerne sig på oplysninger indhentet fra private operatører, dvs. virksomheder, der arbejder i kommerciel skala med opdræt af muslinger og har erfaring med rør+net systemer samt oplysninger indhentet fra forarbejdningsvirksomheder i forbindelse med MuMiPro-projektet. DTU Aqua har foretaget en kritisk vurdering af oplysningerne herunder i re-

lation til data indsamlet under MuMiPro-projektet. Da der er relativ begrænset erfaring med opdræt af muslinger som virkemiddel eller i systemer med tilsvarende fokus på maksimal biomasse produktion, er vurderingerne forbundet med en vis usikkerhed, og det har ikke været muligt for DTU Aqua at foretage en entydig verificering af oplysningerne. Desuden skal det bemærkes, at den hidtidige produktion af muslinger i rør+net systemer i danske farvande enten har været i forskningsprojekter eller hos de få kommercielle firmaer, hvor der har været en produktionspraksis, hvor muslingerne har skullet anvendes til andre formål end som virkemiddel. Der har f.eks. været anvendt udtynding på nettene og for at få større muslinger med et bredere anvendelsespotentiale. Samlet er beskrivelserne derfor forbundet med nogen usikkerhed.

2.4 Sociale barrierer

Visuel forurening: Der er sociale barrierer forbundet med opdræt af muslinger og specielt i relation til opdræt med rør+net systemer. Den primære kilde til manglende social accept er den visuelle forurening, som anlæggene pt. udgør, ligesom der fremføres klager om, at måger sidder på rørene med deraf følgende gener. Derudover kan der ved muslingeopdræt forekomme problemer med affald på kysterne f.eks. i form af afrevne bøjler, der strandes på kysterne. I nogle sammenhænge fremføres endvidere, at anlæggene forurener, medfører sygdomme mm. Ligeledes er der en manglende accept af opdræt som virkemiddel, fordi marine virkemidler som ekstraktionskulturer ikke anses for at være en løsning på det egentlige problem – tab af næringsstoffer fra land – eller som en løftestang for ikke at løfte indsatserne på land, eller endda reducere disse. Der foreligger en omfattende dokumentation for afledte effekter af muslingeopdræt herunder om lokale effekter under anlæggene vs. effekter på bassinskala. Muslingeopdræt baserer sig som et ekstraherende virkemiddel på en massebalance betragtning. Da der på intet tidspunkt tilsættes noget til opdrættet og da der er tale om ny produktion, resulterer muslingeopdræt samlet set i en netto fjernelse af såvel næringsstoffer som organisk materiale. Dertil kommer indirekte effekter i form af stimulering af biogeokemiske processer som denitrifikation, der ikke indgår i beregninger af virkemiddeleffekterne. Lokale effekter under opdrætsanlæggene har vist sig at variere mellem lokaliteter og områdernes generelle tilstand og kan ikke forudsiges i absolutte termer.

DTU Aqua vurderer, at den primære metode til at imødekomme manglende lokal social accept vil være at reducere den visuelle forurening mest muligt ved f.eks. at arbejde på at udvikle systemer, der kan undersænkes eller delvist undersænkes og ved at lave en meget grundig vurdering af egnet placering omfattende også sociale hensyn og natur, der har særlige beskyttelseshensyn.

2.5 Litteratur

Bruhn, A., Flindt, M.R., Hasler, B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Maar, M., Petersen, J.K., 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>

Buer A.-L., Taylor, D., Bergström, P., Ritzenhofen, L., Klemmstein, A. 2020. Nitrogen and Phosphorous Content in Blue Mussels (*Mytilus* spp.) Across the Baltic Sea. *Front. Mar. Sci.* 7:705. doi: 10.3389/fmars.2020.00705

- Holbach, A.M., Maar, M., Timmermann, K., Taylor, D. 2020. A spatial model for nutrient mitigation potential of blue mussel farms in the western Baltic Sea. *Sci. Total. Environm.* 736, 139624, 2020.
- Landes, A., Dolmer, P., Poulsen, L.K., Petersen, J.K., Vismann, B., 2015. Growth and Respiration in Blue Mussels (*Mytilus* spp.) from Different Salinity Regimes. *J. Shellfish Res.* 34, 373–382. <https://doi.org/10.2983/035.034.0220>
- Maar, M., Saurel, C., Landes, A., Dolmer, P., Petersen, J.K. 2015. Growth potential of blue mussels exposed to different salinities in the Baltic Sea evaluated by a Dynamic Energy Budget model. *J. Mar. Sys.* 148: 48-55.
- Maar, M., Larsen, M.M., Tørring, D.B., Petersen, J.K. 2018. Bioaccumulation of metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in suspended cultures of blue mussels exposed to different environmental conditions, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 201: 185-197.
- Nielsen, P., Cranford, P.J., Maar, M., Petersen, J.K. 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, J.K., Timmermann, K., Carlsson, M.S., Holmer, M., Maar, M., Lindahl, O. 2012. Mussel farming can be used as mitigation tool – a reply. *Mar. Pollut. Bull.* 64: 452-454.
- Riisgård, H.U., Bøttiger, L., Pleissner, D., 2012. Effect of Salinity on Growth of Mussels, *Mytilus edulis*, with Special Reference to Great Belt (Denmark). *J. Mar. Sci.* 2, 167–176. <https://doi.org/10.4236/ojms.2012.24020>
- Riisgård, H.U., Kittner, C., Seerup, D.F., 2003. Regulation of opening state and filtration rate in filter-feeding bivalves (*Cardium edule*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*) in response to low algal concentration. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 284, 105–127. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(02\)00496-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00496-3)
- Riisgård, H.U., Mulot, M., Pleissner, D., 2014. Effect of Salinity-Changing Rates on Filtration Activity of Mussels from Two Sites within the Baltic *Mytilus* Hybrid Zone: The Brackish Great Belt (Denmark) and the Low Saline Central Baltic Sea. *J. Mar. Sci.* 4, 101–109. <https://doi.org/10.4236/ojms.2014.42011>
- Taylor, D., Saurel, C., Nielsen, P., Petersen, J.K. 2019. Production characteristics and optimization of mussel mitigation culture. *Front. Mar. Sci.* 6 (689) <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00698>
- Taylor, D., Larsen, J., Buer, A-L., Friedland, R, Holbach, A., Petersen, J.K., Nielsen, P., Ritzenhofen, L., Saurel, C., Maar, M. 2021. Mechanisms influencing particle depletion in and around mussel farms in different environments. *Ecol. Ind.* 122, 107304.
- Tjørnløv, RS, Holbach, AH, Timmermann K (In prep). Predicting risk of eider predation on mussels in Danish coastal areas – implications for mussel farming site-selection.

3. Potentiale og barrierer for dyrkning af tang

Annette Bruhn, Michael Bo Rasmussen, Teis Boderskov og Marianne Thomsen

Der er i denne analyse taget udgangspunkt i de fjernelsespotentialer og de teknologier, der er beskrevet i det marine virkemiddelkatalog (Bruhn m.fl. 2020). Til analysen er der brugt kendt viden (ultimo 2020), der kan implementeres i 3. generations vandplaner, dvs. i perioden 2021-2027 og der refereres udelukkende til vandplanområder.

3.1 Biologiske-fysiske barrierer

En rumlig model for sukkertangs vækst og næringsoptag i interaktion med det omgivende miljø, som inddrager variationer i geografiske miljøparametres betydning for årsvariationen i vækst og vævsindhold af kulstof, kvælstof og fosfor, er under udvikling i projektet Økotang. Modellen er baseret på en kobling mellem vækstmodeller udviklet i Norge, og FLEXSEM modellen (Broch et al. 2019; Larsen et al. 2020). Modellen forventes klar til test i 2021, og kan herefter levere estimater for N fjernelsespotentialer i danske farvande på samme måde, som det nu kan modelles for muslinger (Holbach et al. 2020).

Indtil den endelige model for vækst og næringsoptag for sukkertang er færdigudviklet, er der anvendt en foreløbig, vejledende model, som beskriver sammenhæng mellem salinitet og væksteffektivitet af sukkertang til estimering af virkemiddelpotentialer i danske farvande, og som har biomasse produktionspotentialer som output (se Appendiks A). Idet den endelige model kan indtage N indhold i tangen, vil den også have N fjernelsespotentialer som output.

Saltholdighed. Sukkertang vokser optimalt ved saltholdigheder over 25 PSU. Væksten reduceres gradvist ved lavere saltholdigheder og ved saltholdigheder under 16 PSU antages væksten at reduceres til under 50% af den optimale vækst (Broch et al. 2019). Idet saltholdigheden er den primære faktor, som vil udelukke vækst af sukkertang i et givent vandområde, er den anset som den primære biologisk/fysiske barriere. Salinitetsgrænserne for vækst og produktion danner baggrund for foreløbige produktionsestimater og indgår som et væsentligt element i den danske model for vækst af sukkertang (under udvikling). De reelle produktions- og fjernelsespotentialer kan først udregnes efter, denne vækstmodel er færdigudviklet og testet, idet vækst er betinget af interaktioner mellem saltholdighed og andre faktorer, som temperatur, lys og næringstilgængelighed (Druehl 1981; Forbord et al. 2020). Idet saliniteten i danske farvande kystnært og i fjordsystemer kontrolleres af en mængde faktorer på både regional og lokal skala er det vigtigt at vurdere de enkelte vandområders egnethed på helt lokal skala forud for anlægelse af dyrkningsanlæg.

Vanddybde. Da sukkertang dyrkes på kunstigt substrat, er produktionen i princippet uafhængig af havbundens dybde og kan etableres fra vandkanten til relativt stor dybde, kun begrænset af forankringsteknikker. Dog vurderes vanddybder fra 0-3 m at være for lavvandede til produktion i større skala. I Danmark er tangdyrkningsanlæg primært etableret på dybder fra 5 m til 11 m (Bruhn et al. 2020; Boderskov et al. 2020), dog er givet tilladelse til et enkelt anlæg på 1-2 m

dybde. Anlæg kan dog placeres på dybere vand ved anvendelse af et andet infrastruktur design. På Færøerne etableres f.eks. anlæg på dybder mellem 50 og 70 m (Bak et al. 2018). På anlæggene i Danmark dyrkes sukkertang i de øverste vandlag, hvor der er mest lys – typisk fra 0 til 5 m dybde. Vurdering af optimal vanddybde for dyrkning af sukkertang er afhængig af flere hensyn: 1. **Vandets klarhed** (sigtdybde/ekstinktionskoefficient). I vandområder med stor klarhed/sigtdybde vil den dybere lysnedtrængning give mulighed for et øget dyrkningsvolumen vertikalt, med vækst af sukkertang i en større del af vandsøjlen, og man kan derved potentielt opnå et højere arealspecifikt udbytte. 2. **Vanddybde**, der kan besværliggøre anlægsetablering. Større vanddybder vil fordyre anlægsudgiften til ankerliner og evt. anvendelse af alternative forankringstyper såsom stålankre eller betonelementer. Udfordringerne i forhold til forankring er ikke forskellige fra anlæggelse af muslinge anlæg, der vil møde samme udfordringer på større vanddybder. Dog anses stor vanddybde ikke som en barriere for tangdyrkning i danske farvande, hvor der er relativt lavvandet. Derimod skal vanddybden minimum være 3 m, for de større anlæg som pt er testet i danske farvande.

Lys. Sukkertang kræver lys for at vokse. Tilgængeligheden af lys for den enkelte plante reduceres både med dybde og tæthed af sukkertangen (stocking density), som afhænger både af såningen på substratet, substrattype og substraters indbyrdes placering i anlægget. Væksten for sukkertang er mættet omkring $60\text{-}70 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{s}^{-1}$, og lyskompensationspunktet er mellem $2\text{-}20 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Bartsch et al. 2008; Fortes and Luning 1980, Han & Jones, 2007). Derfor er sukkertangs vækst begrænset af lys under $60\text{-}70 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{s}^{-1}$, og ved lys under $20 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{s}^{-1}$, vil væksten af sukkertang være kraftigt reduceret/ophøre. Sukkertang forekommer på dybder >20 m i danske farvande, men væksten er her kraftigt reduceret. Generelt forventes sukkertang at kunne dyrkes med optimalt udbytte i alle vandområder med tilstrækkelig saltholdighed ned til ca. 3 m dybde, og i åbne vandområder med høj sigtbarhed ned til ca. 5 m dybde (Schmedes and Boderskov 2013). I Limfjorden og andre fjordområder, hvor sigten er forringet, kan optimalt udbytte kun forventes i det øverste vandlag ned til 1-2 m dybde (Bruhn et al. 2016).

Principielt kan sukkertang optimalt dyrkes helt tæt i ét lag horisontalt, hvor de optimale lysbetingelser er til stede (som en mark). Dog kan nuværende dyrkningsteknikker ikke imødekomme dette. Derfor bruges i øjeblikket teknikker, hvor arealudbyttet øges ved at dyrke sukkertangen vertikalt på liner eller net (Boderskov et al. in prep. Zhang et al. submitted).

Eksponering. I Danmark har vi gode erfaringer med dyrkning af sukkertang på langliner i relativt eksponerede indre farvande (Kattegat ud for Grenå). Eksponering af strøm og bølger er til en vis grad gavnlige for dyrkning af sukkertang, da vandbevægelse både sørger for mere effektiv næringsoptag, bedre fordeling af lys mellem de individuelle sukkertangplanter, og mindre grad af aflejring af sediment og påvækst af andre marine organismer (biofouling), som vil svække tangplanternes evne til optag af lys og næring, og reducere biomassens kvalitet. Samtidig kan eksponering dog være en udfordring i forhold til sammenfiltrering af liner og tang, og dette bør man tage højde for i design af dyrkningsanlæg. Ligeledes vil eksponering give udfordringer i forhold til anlægsudgifter og drift, idet slitage på dyrkningssystemer i eksponerede farvandsområder må forventes at være højere, ligesom tilsyn kan besværliggøres. Nuværende dyrkningssystemer er ikke egnede til lokaliteter, der er kraftigt bølgeeksponeret, såsom den jyske vestkyst. Beskyttede lokaliteter vil derfor være at foretrække i første del af en opskalering for at minimere anlægsudgifter og undgå havarier. Dyrkning langs den jyske vestkyst er endnu ikke afprøvet og

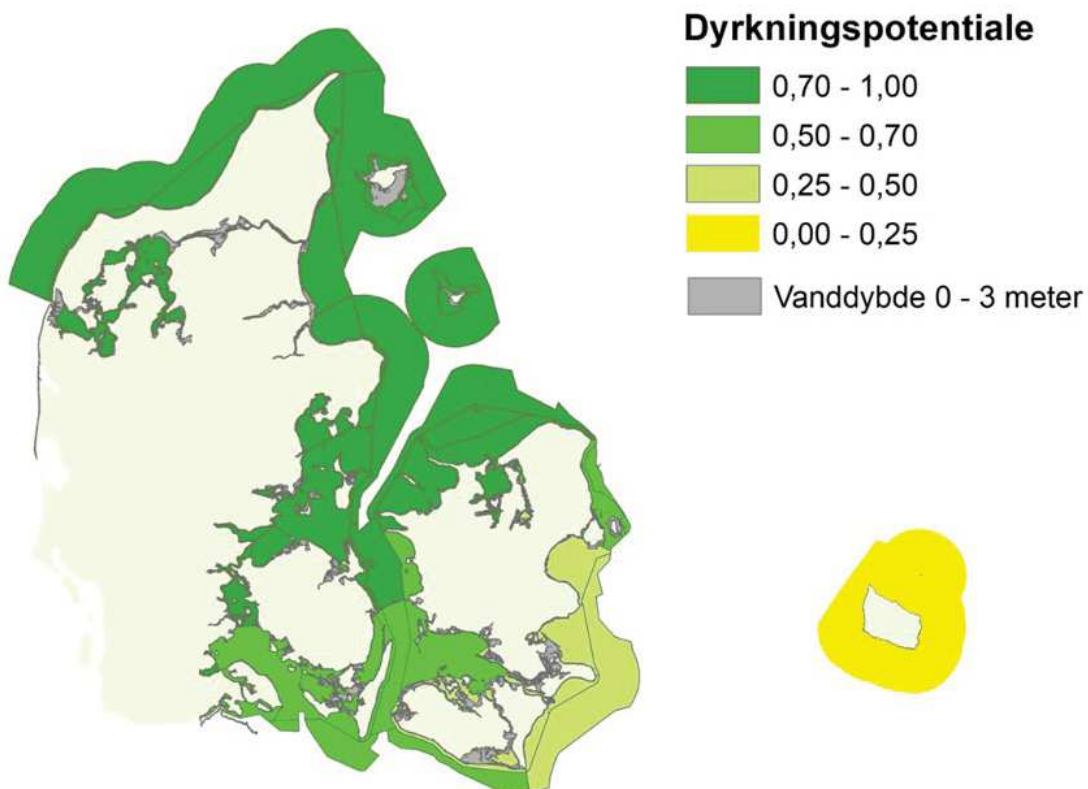
vil formentlig kræve anlæg af en anden udformning end pt testet i danske farvande pga. bølgeeksponering, vanddybde og strømforhold. Der er dog udvikling i gang i den hollandske og belgiske del af Nordsøen, som vi vil kunne lære af, og potentialet for dyrkning af sukkertang i stor skala langs den jyske vestkyst er stort, idet vækstfaktorer som salinitet, lys, næring og temperatur er gunstige. At indfri dette potentiale vil kræve investeringer til anlæg, forskning og udvikling.

Temperatur. Med hensyn til temperatur er væksten af sukkertang optimal mellem 5-15 °C, og aftager ved temperaturer under 5 °C og over 20 °C (Fortes and Luning 1980; Gerard et al. 1987; Nepper-Davidsen et al. 2019; Davison and Davison 1987). Da sukkertang naturligt vokser fra oktober til april, vil vandtemperaturen typisk være indenfor dette interval. Derfor forventes det ikke, at temperaturen vil påvirke de enkelte vandområders potentiale for dyrkning af sukkertang, men omvendt kan det heller ikke udelukkes, at temperaturforskelle mellem vandområder kan have betydning for det endelige udbytte.

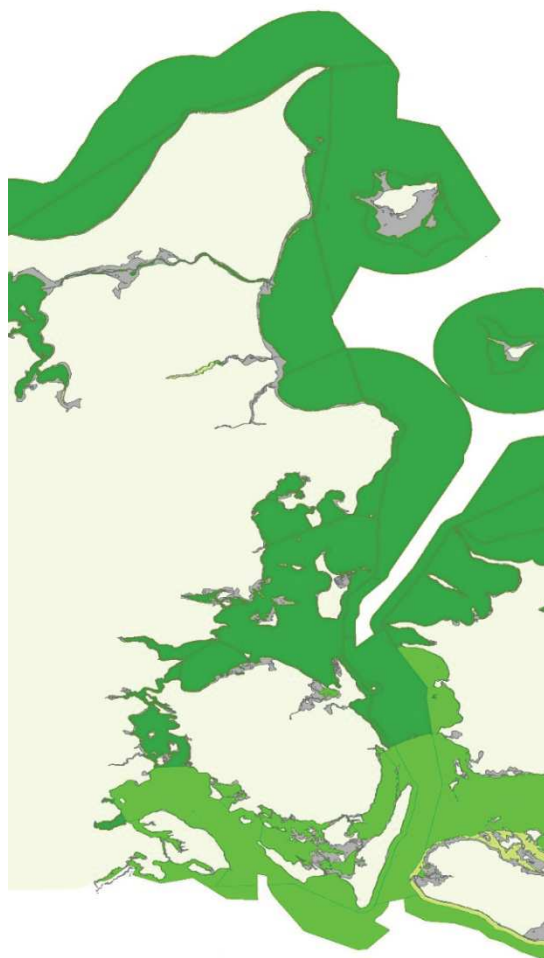
Næringsstoffer. Tilsvarende forholder det sig med koncentrationerne af makronæringsstoffer, N og P, som typisk er begrænsende for produktionens størrelse i de enkelte vandområder og derfor påvirker de beregnede dyrkningspotentialer væsentligt. Lave koncentrationer af tilgængelige næringsstoffer kan direkte begrænse væksten af sukkertang, mens høje koncentrationer indirekte kan begrænse produktionen pga. begroning med bl.a. epifytter og filtrerende organismer som muslinger og søpunge, som kan nødvendiggøre en tidlig høst af biomassen (Bruhn m.fl., 2016. Boderskov m.fl., 2021). Begroning af tangen kan øge virkemiddeleffektiviteten (Marinho m.fl., 2016), men reducere kvaliteten og dermed værdien af biomassen. Typiske næringsstofkoncentrationer i danske farvande er ikke begrænsende for selve muligheden for tangdyrkning, idet sukkertang kan vokse i både eutrofe og oligotrofe miljøer (Boderskov et al. 2021). Vævsindholdet af N og P i sukkertang afhænger af tilgængeligheden af N og P, og svarer til 0,55-4,65% N af tørstof-indholdet, og 0,07-0,13 % P af tørstof afhængig af dyrkningssted og høsttidspunkt (Boderskov et al. 2021a). At N og P indholdet i sukkertangen varierer med en faktor ~10, er således bestemt af lokale miljøforhold (Bruhn et al. 2020).

I figur 3.1 og Appendiks A er angivet de enkelte vandområdes produktionspotentiale for sukkertang på baggrund af saliniteten på en skala fra 0-1, svarende til 0-100 % af det optimale produktionspotentiale med nuværende teknologi (2254 kg DM/ha/år og 82 kg N/ha/år, Zhang m.fl. i review). Områder med vanddybder fra 0-3 m er ikke inkluderet, da det skønnes at være for lavvandet til tangdyrkning i større skala.

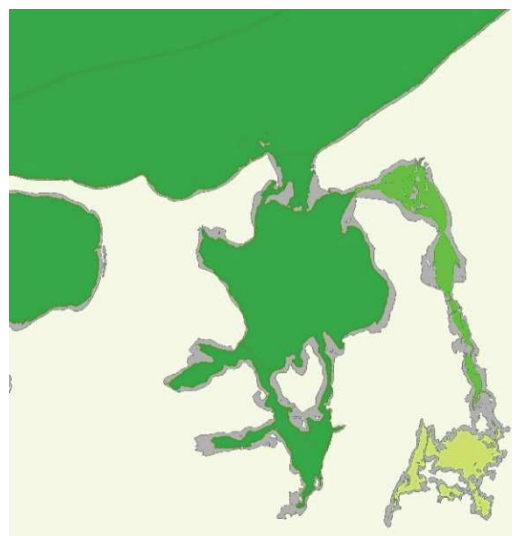
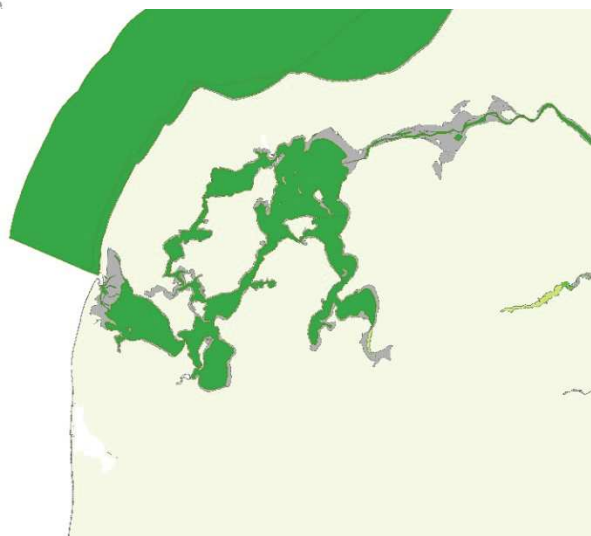
Det er vigtigt at påpege, at der i de områder, der her er klassificeret som mindre egnede til dyrkning af sukkertang forekommer naturlige bestande af sukkertang. Dette skyldes, at saliniteten ofte er højere på havbunden, hvor de naturlige bestande vokser, end i de øverste vandlag, hvor tangdyrkingen foregår. Endvidere forekommer der områder med upwelling, hvor næringsstoffer og vand med en højere salinitet strømmer op fra bundvandet til overfladevandet. En vurdering af vækstpotentialet i disse områder kræver en rumlig model med inddragelse af områdets hydrografi.



Figur 3.1a. Danske vandområder med angivelse af produktionspotentialet for sukkertang på en skala fra 0-1, svarende til 0-100% af det maksimale potentiale. Vanddybder fra 0-3 m er ikke inkluderet (grå), da de skønnes at være for lavvandede til produktion i større skala. Produktionspotentialet er beregnet på baggrund af de enkelte vandområders salinitet. En mere omfattende modellering af NP fjernelsespotentialet er under udarbejdelse.



Dyrkningspotentiale



Figur 3.1b. Zoom kort over Kattegat-Bælthavet, Limfjorden samt Isefjorden og Roskilde Fjord med angivelse af produktionspotentialet for sukkertang på en skala fra 0-1, svarende til 0-100% af det maksimale potentiale. Vanddybder fra 0-3 m er ikke inkluderet (grå), da de skønnes at være for lavvandede til produktion i større skala. Produktionspotentialet er beregnet på baggrund af de enkelte vandområders salinitet. En mere omfattende modellering af NP fjernelsespotentialet er under udarbejdelse.

Udover salinitet er der som beskrevet ovenfor andre fysiske, kemiske og biologiske faktorer, der kan påvirke produktionspotentialer for sukkertang, og som inkluderes i den model for tangvækst, der er under udarbejdelse.

3.2 Administrative barrierer

Tilladelser til opdræt. Etablering af dyrkningsanlæg eller udførelse af aktiviteter på søterritoriet kræver tilladelse fra Kystdirektoratet, som forvalter administrationsgrundlaget for det danske søterritorie. Ansøgninger kan udfyldes online (<https://kyst.dk/soeterritoriet/anlaeg-og-aktiviteter-paa-soeterritoriet/ansoeg-om-tilladelse/>) og skal indeholde en række oplysninger, bl.a. oplysninger om ejere, evt. repræsentanter, tilladelse til offentliggørelse af oplysninger, anlæggets placering, beskrivelser af anlægget og arbejdsmetoder, samt information om behov for uddybning eller opfølgning. En række nødvendige bilag skal foreligge (søkort/matrikelkort med indtegnet anlæg, plan- og skitsetegning af anlægget, målsatte snittegninger og oversigtskort, samtykkeerklæringer fra ejere af alle berørte matrikler). Derudover skal der stilles en økonomisk garanti, hvis Kystdirektoratet bliver nødsaget til at forestå oprydning i området i tilfælde af konkurs eller betalingsstandsning. Hvis anlægget påtænkes anlagt i et Natura 2000 område eller i områder med forekomst af arter, der er beskyttede efter EU's naturforvaltningsdirektiver (Bilag IV arter), skal særlige hensyn tages for at minimere påvirkning af områdets dyr, planter og naturtyper, og en konsekvens- eller VVM-vurdering kan være nødvendig.

Udover at identificere de bedst egnede områder til tangdyrkning ud fra ønsker om max N-fjernelse eller biomasse produktion, skal området også udvælges i konkurrence med andre aktiviteter på havet i det danske søterritorie. Det vil som udgangspunkt ikke være muligt at anlægge tangdyrkningsanlæg, hvor der i forvejen er aktiviteter på søterritoriet f.eks. sejlruter, sejlrønder, klappladser, kapsejlsområder. Udover at identificere de bedst egnede områder til tangdyrkning ud fra ønsker om max N-fjernelse eller biomasse produktion, skal området også udvælges i konkurrence med andre aktiviteter på havet i det danske søterritorie. Det vil som udgangspunkt ikke være muligt at anlægge tangdyrkningsanlæg, hvor der i forvejen er aktiviteter på søterritoriet f.eks. sejlruter, sejlrønder, klappladser, kapsejlsområder. Det første udkast til Danmarks første havplan er udarbejdet af Søfartsstyrelsen og blev d.30.3.2021 sendt i offentlig høring (<https://havplan.dk/da/page/search>). Havplanen skal udgøre grundlaget for koordineringen af de mange anvendelser af Danmarks havområde på en måde, der kan understøtte betingelserne for bæredygtig beskyttelse og udnyttelse af havarealerne og vækst i Det Blå Danmark. I dette udkast er ikke udlagt specifikke områder til tangdyrkning. Myndighedernes vurdering har været, at branchen på nuværende tidspunkt er bedre tjent med ikke at indgå i planlægningen. Dette betyder, at kommercielle tanganlæg ikke vil have forrang på udlagte placeringer, men heller ikke vil være begrænset til disse. Tanganlæg vil fortsat som i dag kunne placeres overalt, såfremt det ikke strider mod andre interesser. Dette vil blive afklaret gennem en høring ligesom tidligere. Høringsfasen afsluttes d. 30.9.2021.

Hensyn til eksisterende vegetation på havbunden. Tangdyrkningsanlæg vil skygge for den eksisterende vegetation såsom ålegræs og/eller flerårige tangskove, som er biologiske indikatorer for kvaliteten af vandmiljøet. Således bør man tage højde for at etablere tanganlæg på større dybde end ålegræssets dybdegrænse, og eventuelt på dybder større end ålegræssets

potentielle dybdegrænse, som er den dybde ålegræsset forventes at kunne brede sig ud til, forudsat at vandmiljøet forbedres til god økologisk tilstand, hvilket er selve målet i de kommende vandplaner.

Kontrol af næringsstoffjernelse. Kontrol med næringsstoffjernelse er relativt simpel, og kan ske ved kontrol af tre parametre: Volumen af høstet tang (vådvægt), tørstofindhold (% tørstof af vådvægt) og indhold af næringsstof (% N/P af tørstof). Høstvolumen kan indrapporteres til Fiskeristyrelsen og analyser kan laves hos akkrediterede laboratorier, hvor både tørstof og NP-analyser er standardanalyser. Idet både tørstof- og NP-indhold i sukkertang varierer i tid og rum, vil kontrol i en indledende fase skulle bygge på konkrete analyser af hver høst, mens man ad åre vil opbygge viden for hvert dyrkningsområde, hvor akkumuleret information om tørstof- og NP-indhold kan danne basis for en sæsonoversigt, som kan verificeres ved stikprøvekontrol. Kontrollen af næringsstoffjernelse ved tangdyrkning og høst bør fungere på nøjagtig samme måde og med samme kontrolmyndighed som for kontrol af næringsstoffjernelse ved produktion af muslinger.

Tilladelser vedrørende forarbejdning. Hvis en virksomhed vil høste, markedsføre eller forarbejde tang, f.eks. koge, marinere eller pakke tang i modificeret atmosfære, skal virksomheden være registreret hos Fødevarestyrelsen og overholde reglerne på fødevarerområdet. Virksomheden skal lave en risikoanalyse for tang og træffe de nødvendige foranstaltninger. Risikoanalyser omfatter bl.a. mikrobiologi, kemi, og skadelige stoffer (arsen, iod, cadmium og andre tungmetaller, samt kainsyre). Derudover skal det godtgøres om tangarten er egnet til konsum, og om arten er omfattet af EU's novel food lovgivning, som gælder for tangarter, man ikke har tradition for at spise i Nordeuropa (Fødevarestyrelsens hjemmeside).

Der er særlige krav til økologisk tang i EU's økologiforordninger (<https://tangnu.dk/2021/01/21/okologisk-tang/>). Desuden skal både høst ved dyrkning af tang i akvakultur og indsamling af vildtvoksende tang, der ønskes markedsført som økologisk, anmeldes til og økologikontrolleres af Fødevarestyrelsens Team Akvakultur, Vejle (Fødevarestyrelsens hjemmeside).

3.3 Logistiske barrierer

Eksisterende opdrætsanlæg. Gennem de sidste 10 år har Kystdirektoratet behandlet 11 anlægsansøgninger. Ifølge Kystdirektoratet er pt. tre anlæg i drift (Karlby Klint ved Grenå (20 ha) (forskningsanlæg med tre hovedliner á 200 m i drift), Kysing (to hovedliner á 200 m) og Rørvig (0,4 ha)), mens tre er under behandling (Hjarnø Hage (100 ha), Skagen (6,6 ha) og Nykøbing Sjælland (3,64 ha)). Formentlig kan hele kapaciteten på disse anlæg bringes i anvendelse til tangdyrkning som marint virkemiddel inden 2027.

Opbygning af anlæg. Nye anlæg kan relativt hurtigt etableres, såfremt vejrforholdene tillader det og entreprenørerne har ledig kapacitet. Etablering af anlæg kræver rolige vejrforhold, og der er pt få aktører i Danmark, der har kompetencerne til at anlægge tangdyrkningsanlæg. Præcist hvor mange vides ikke. Ét firma (Østerbyens industriservice v. Frank Tousgaard) har specialiseret sig i at etablere både tang- og muslinge anlæg, og et nyt firma (Nordic Algae) udvikler dyrkningsmetoder til dyrkning af sukkertang. Dog må det forventes, at flere andre marine aktører så-

som f.eks. ørred- og muslingeproducenter også har kompetencerne til at udføre en sådan anlægsopgave. Anlæggene er typisk etableret som lineopdræt af muslinger med 200 meter langliner placeret med 10 m mellemrum, forankret med skrueankre. Langlinerne balanceres i vand-søjlen ved bøjer og vægte (typisk beton), og de podede tangliner fasthæftes med snor på langlinen. Udsætning af sporeliner times, så man i videst muligt omfang undgår påslag af muslinger eller andre fassiddende marine organismer (Boderskov m. fl. 2021). Der eksperimenteres med dyrkning på andre anlæg, såsom f.eks. rør+net systemer som SmartFarm anlæg, der også anvendes til muslingedyrkning, og som forventes at kunne øge arealudbyttet for sukkertang, der i øjeblikket er lavt i forhold til muslinger. Dette kræver mere udvikling både med hensyn til såning og høst af netstrukturer, fremfor liner.

Det vurderes ikke, at anlægstid eller materialetilgængelighed vil begrænse etablering af dyrkningsanlæg i kommende vandplanperiode. Nuværende dyrkningspraksis baseres på brug af små både, og derfor skal geografisk placering af anlæg i forhold til havnefaciliteter og forarbejdningsanlæg tages i betragtning. Det er væsentligt at tage højde for, at tangdyrkning følger en vækstsæson, hvor podede liner hænges ud i efteråret og tangen høstes det efterfølgende forår/forsommer. Produktion af podede liner skal igangsættes ca. et år forud for høst. Denne sæsonafhængighed skal tænkes ind i etableringsfasen og i forventninger til høsttidspunkter.

Investeringsbehov. De samlede etableringsomkostninger for et traditionelt langline anlæg (18 ha) forankret med skrueankre, og med standard lovpligtige markeringsbøjer, er i forbindelse med udarbejdelse af virkemiddelkataloget (Bruhn et al. 2020) estimeret til 786.000 DKK. Denne pris inkluderer bl.a. også investeringsomkostninger til en truck (100.000 DKK), som i realiteten kun bruges få uger om året, og også kunne lejes ind. Herudover kræves en båd med udstyr til håndtering og høst (bl.a. hauler, stjernehjul, hydraulisk spil). Både kan evt. deles mellem aktører i samme område, eller lejes ind i de perioder, der er behov. Køb af såliner eller etablering af klækkeri til egen produktion af såliner er ikke inkluderet i etableringsomkostningerne.

Drift. Adgang til kvalificeret arbejdskraft er en barriere i opskalering af tangdyrkning. I øjeblikket er fire mindre kommercielle aktører engageret i tangdyrkning i både mindre og større skala, men viden og erfaring med tangdyrkning er stadig primært forankret på vidensinstitutioner som AU og DTU Aqua. Dog vil personale beskæftiget på havet med f.eks. muslingeproduktion, havbrug eller fiskere kunne uddannes i løbet af få år til at varetage den havbaserede del af en tangproduktion. Flere tangle anlæg vil kunne forvaltes af centrale aktører, idet drift fra udsætning til høst ikke kræver dagligt tilsyn. Men de arbejdstunge perioder med udsætning af sporeliner og høst vil skulle planlægges inden for de enkelte havområder og vil evt. kræve ansættelse af sæsonarbejdere. Dyrkningsprincipperne for sukkertang er for nuværende udfordret af at være baseret på små både, og med en høj grad af manuel håndtering. Derfor må nuværende anlæggelse tilvejebringes i nær kontakt til eksisterende havneområder, der kan begrænse sejladsen.

Sporeliner. En anden barriere for tangdyrkning i Danmark pt er tilgængelighed af og prisen på sporeliner. Der har tidligere eksisteret en kommerciel producent i Danmark, Seaweed Seed Supply, men firmaet gik konkurs i 2016. I Holland hos firmaet Hortimare er det muligt at købe liner podet med dansk sukkertang. Kapacitet til en omfattende produktion af sporeliner i Danmark kan relativt nemt og hurtigt etableres, da den nødvendige viden og teknologi eksisterer hos flere relevante vidensinstitutioner (DTU Aqua, DTU Fødevareinstituttet, AU), og produktionen er ikke voldsomt pladskrævende. Det nødvendige investeringsbehov kendes ikke, men kan

beregnes. Anlægsudgifter vil primært omfatte kølefaciliteter, samt indkøb af tanke og lyskilder. Udgifter til liner, pumper og filtre er lave. Driftsomkostninger til køling, lys og beluftning er relativt høje, set i forhold til de samlede produktionsomkostninger, og en central fælles sporelineproduktion vil formentlig være den mest omkostningseffektive løsning. Produktion af sporeliner skal igangsættes ca. 1 år forud for forventet høst, og er sæsonmæssigt bundet af, at liner skal udsættes i efterår/vinter. Denne sæsonmæssighed skal medtages i planlægning (Boderskov et al. 2021b).

Forarbejdning. Der er endnu ikke kommercielle forarbejdningsanlæg til specifikt at håndtere tang i Danmark. Danish Marine Protein i Skive, der kan tørre og formale forskellige (marine) biomasser, vil kunne tørre og formale 30 ton tang om dagen. Som alternativ til tørring og formaling, kan metoder som f.eks. fermentering hurtigt og effektivt stabilisere våd tangbiomasse. European Protein har i 2020 forarbejdet omkring 450 ton tang, mod 150 ton året før, men i det øjeblik markedet vokser, kan kapaciteten øges. Såfremt det bliver økonomisk rentabelt at anvende tang som virkemiddel, forventes denne begrænsning at kunne imødekommes.

Begrænsningerne i afstand fra produktionsområde til forarbejdning kendes ikke pt. Investeringsbehov i relation til forarbejdningsanlæg kendes heller ikke for nuværende.

Aftagerkæden og konkurrence. I øjeblikket mættes det danske marked for sukkertang til konsum og foder af tang dyrket i Norge og på Færøerne. Begge steder er pt en produktionskapacitet på 150 ton frisk tang år⁻¹, med forventning om opskalering til 500 ton i 2021 på Færøerne og tilsvarende i Norge. Prisen for sukkertang fra Færøerne og Norge ligger på ca. 15-20 kr. kg⁻¹, og i nogle tilfælde er aftagere i Danmark bundet af kontrakter, hvor det ikke er muligt at købe fra andre producenter, herunder danske.

3.4 Sociale barrierer

I Danmark er der endnu ikke foretaget studier af borgernes holdninger til tangdyrkning, men et svensk studie viser, at opfattelsen af tangdyrkning er mere positiv end overfor akvakultur generelt og mere positiv end overfor både opdræt af både fisk og muslinger (Thomas m.fl. 2018). Som det gælder for muslingeopdræt og anden akvakultur, kan brugere af og beboere i kystområder ud til tangdyrkningsanlæg på forskellige måder blive påvirket af tangdyrkningsaktiviteter.

De potentielle negative følger af tangopdræt inkluderer:

- Visuelle gener, primært i form af bøjer og farvandsafmærkninger, og særligt i perioder med udsætning og høst, også aktivitet med både.
- Risiko for affald på kysten i form af løsvet og opdrevene elementer fra dyrkningsanlægget (bøjer, tovværk, tang).
- Konkurrence/konflikt med andre aktiviteter til havs, f.eks. fiskeri og lystsejls.

Generelt kan sociale barrierer imødekommes ved forskellige strategier:

- Borgerinddragelse, oplysning, gennemsigtighed og at relevante myndigheder tager ansvar for at udvikle målsætninger for bæredygtig forvaltning er væsentlige for borgernes holdning (Gegg og Wells 2019; Thomas m.fl. 2018).
- God arealplanlægning, som sikrer udvælgelse af egnede områder til udlægning af tanganlæg, og forhindrer og forebygger konflikter mellem aktiviteter på havet.

- God forvaltningspraksis af tangelæg som forebygger tab af materialer, minimerer visuel forurening og sikrer godt arbejdsmiljø og sikkerhed på anlæggene.
- Uddannelse og oplæring af lokal arbejdskraft til sæsonarbejde på tangelæg.
- Så vidt muligt kobling af tangdyrkning med lokale muligheder for forarbejdning og afsætning.

3.5 Litteratur

Bak UG, Mols-Mortensen A, Gregersen O (2018) Production method and cost of commercial-scale offshore cultivation of kelp in the Faroe Islands using multiple partial harvesting. *Algal Research* 33:36-47. doi:<https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.05.001>

Bartsch I, Wiencke C, Bischof K, Buchholz CM, Buck BH, Eggert A, Feuerpfeil P, Hanelt D, Jacobsen S, Karez R, Karsten U, Molis M, Roleda MY, Schubert H, Schumann R, Valentin K, Weinberger F, Wiese J (2008) The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43 (1):1-86.

Boderskov T, Rasmussen MB, Bruhn A (2021a) Obtaining spores for the production of *Saccharina latissima*: seasonal limitations in nature, and induction of sporogenesis in darkness. *Journal of Applied Phycology*. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02357-0>

Boderskov T, Nielsen MM, Rasmussen MB, Balsby TJS, Macleod A, Holdt SL, Sloth JJ, Bruhn A (2021b) Effects of seeding method, timing and site selection on the production and quality of sugar kelp, *Saccharina latissima*: a Danish case study. *Algal Research* 53: 102160.

Broch OJ, Alver MO, Bekkby T, Gundersen H, Forbord S, Handå A, Skjermo J, Hancke K (2019) The Kelp Cultivation Potential in Coastal and Offshore Regions of Norway. 5 (529). doi:10.3389/fmars.2018.00529

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.

Druehl LD (1981) Geographic distribution. In: Lobban CS, Wynne MJ (eds) *The biology of seaweeds*. Blackwell Scientific, Oxford.

Forbord S, Matsson S, Brodahl GE, Bluhm BA, Broch OJ, Handå A, Metaxas A, Skjermo J, Steinhovden KB, Olsen Y (2020) Latitudinal, seasonal and depth-dependent variation in growth, chemical composition and biofouling of cultivated *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) along the Norwegian coast. *J Appl Phycol* 32 (4):2215-2232. doi:10.1007/s10811-020-02038-y

Fortes MD, Luning K (1980) Growth-Rates of North-Sea Macroalgae in Relation to Temperature, Irradiance and Photoperiod. *Helgolander Meeresunters* 34 (1):15-29.

Gegg P, Wells V (2019) The development of seaweed-derived fuels in the UK: An analysis of stakeholder issues and public perceptions. *Energy Policy* 133:110924.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.110924>.

Larsen J, Mohn C, Pastor A, Maar M (2020) A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters. *PLOS ONE* 15 (4):e0231193. doi:10.1371/journal.pone.0231193

Schmedes PS, Boderskov T (2013) Cultivation of two kelp species, *Laminaria digitata* and *Saccharina latissima*, in Danish waters - geographic variation in growth and biochemical composition. Masters thesis, Århus University.

Thomas JBE, Nordström J, Risén E, Malmström ME, Gröndahl F (2018) The perception of aquaculture on the Swedish West Coast. *Ambio* 47 (4):398-409. doi:10.1007/s13280-017-0945-3

Zhang X, Boderskov T, Bruhn A, Thomsen M. Blue growth and bioextraction potentials of Danish *Saccharina latissima* aquaculture — A model of eco-industrial production systems mitigating marine eutrophication and climate change. Submitted to *Algal Research*.

4. Potentiale og barrierer for ålegræstransplantering

Mogens R Flindt, Troels Lange og Paula Canal-Vergés

SDU anbefaler at ålegræstransplantation benyttes som marint virkemiddel til ålegræsretablering og er den metode, der analyseres her. Med metoden høstes ålegræsskud fra sunde donorbede i nærområdet, hvor rodstænglen efterfølgende fastgøres i bunden (se Bruhn m.fl. 2020).

Den væsentligste barriere for ålegræstransplantering er, at miljøtilstanden i udplantningsområderne skal kunne understøtte den vegetative tilvækst. Der er udviklet et GIS-screeningsværktøj baseret på eksisterende viden og data om de fysiske og biologiske forhold, som påvirker chancerne for succesfuld transplantation af ålegræs. Disse fysiske og biologiske barrierer beskrives nedenfor og kriterierne anvendt i screeningsværktøjet er beskrevet i Appendiks B. GIS-værktøjet var efterfølgerne kørt med DHI's Vandplanssimuleringsresultater. Dette har dog ikke været muligt i alle vandområder, idet alle lag ikke var tilgængelige (Appendiks B, Figur B1).

4.1 Biologiske-fysiske barrierer

Med udgangspunkt i de vigtigste biologiske-fysiske barrierer er der udviklet en GIS-model (se bilag B), der beskriver potentielle arealer, hvor ålegræstransplantation er mulig. Resultaterne er samlet i figur 4.1 og de biologiske-fysiske barrierer, som begrænser ålegræstransplantation er beskrevet nedenfor.

Eksponering. I forhold til eksponering, er det typisk storme som begrænser ålegræssets re-etableringspotentiale i fjorde og kystområder. Det skyldes, at ålegræsbestandene i dag primært findes på lavere vanddybder end tidligere, og derved oftere bliver udsat for et større bølgepres. På nogle af de mere eksponerede kyststrækninger er der endnu ikke tilstrækkeligt bundnær lysintensitet til at understøtte retablering af dybere ålegræsbestande, mens der på lavere vanddybder er for stort bølgepres. Sådanne områder fremstår i dag som nøgenbundarealer, og er i princippet blevet uegnede for ålegræsretablering. Hvor udstrakte ålegræsenge tidligere beskyttede bunden mod erosion og tab af finkornet materiale (silt og sand), kan bølgekraften, efter tabet af ålegræs, skabe erosion af fine partikler, hvorved kyststrækninger afhængigt af overfladegeologien kan blive for grovkornet til ålegræsretablering. Det er i de senere år dokumenteret (Valdemarsen et al. 2010, Flindt et al. 2016, Kuusemaa et al. 2016, Canal-Vergés et al. 2016, Flindt et al. 2021, Canal-Vergés et al. 2021) at meget strøm- og/eller bølgepres er et problem for den naturlige retablering af ålegræs. Det samme er ikke ligeværdigt tilfældet ved transplantationer, hvor der sker mekanisk forankring af skuddene. Eksempelvis overlevede de nytransplanterede skud i Horsens Fjord kraftige efterårsstorme fra nord-vest i 2017. Der vil dog være områder, hvor kraftigt og højfrekvent bølgepres umuliggør både naturlig retablering og transplantationer, idet naturlige årsskud og nyligt transplanterede skud ikke får tid til at rodfæstes. Bølger og strømhastigheders pres på sedimenter kan beskrives som kraften i Pascal eller $N\ m^{-2}$. Tærskelværdien, indikeret ved den forskydningsspænding der skaber erosion ($Thau_{krit}$), afhænger udover bølgenes pres også af sedimentforholdene (Amos et al. 2004, Lundkvist et al. 2007, Flindt et al. 2016).

I det udviklede GIS-værktøj (Flindt et al. 2016) er den modellerede udbredelse som er præsenteret i appendiks B. Her analyseres det maksimale bølgepres, idet en enkelt kraftig hændelse kan ødelægge det naturlige retableringspotentiale. I værktøjet med fokus på skudtransplantationer i fjorde og kystnære områder, er denne parameter udeladt, da skuddene monteres med individuelle ankre, som er dokumenteret velfungerende.

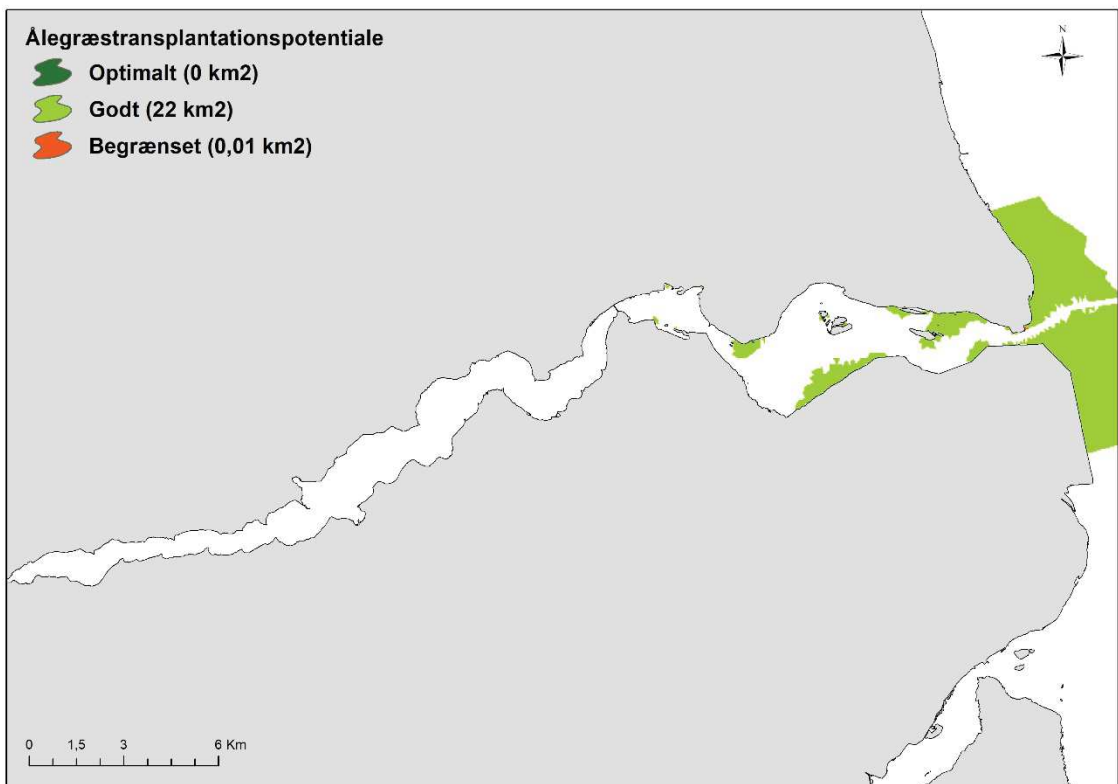
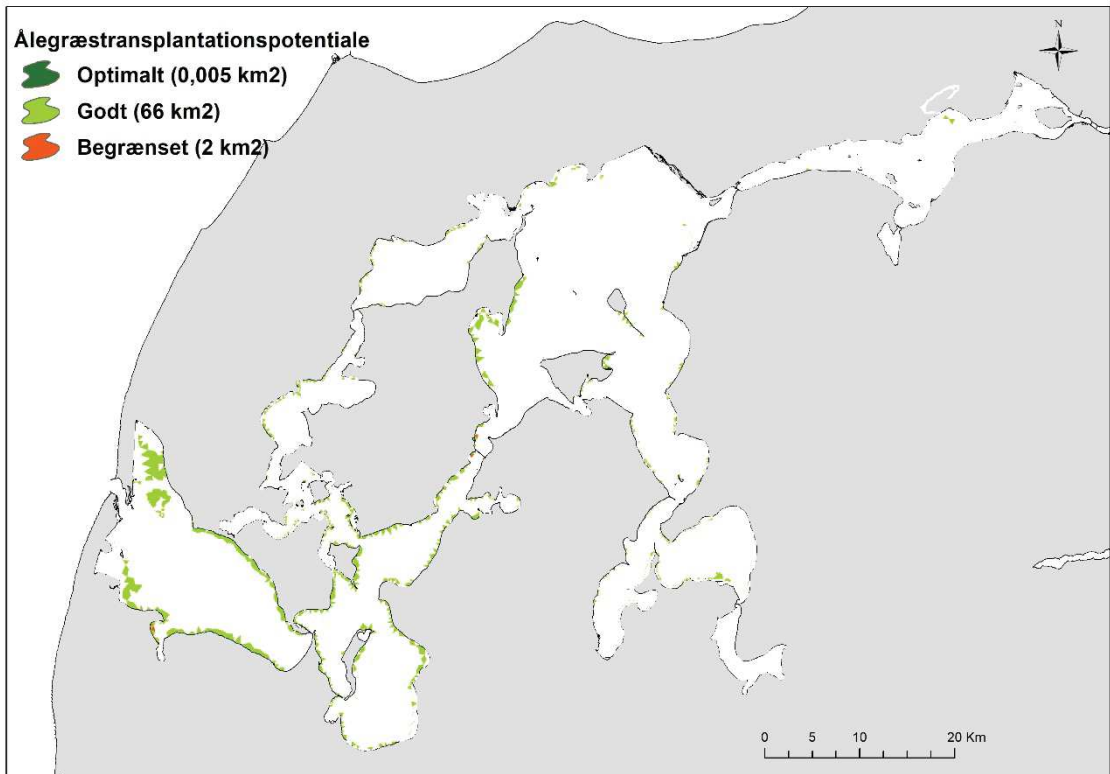
Bundforhold. I analysen af bundforholdene indgår sedimentpuljer af glødetabet og/eller den specifikke våde masse af sedimentet (Wet bulk density). Ved glødetabsværdier under 2%, understøtter sedimentforholdene gode retableringsforhold, mens værdier mellem 2-5% LOI udgør tærskelværdien for naturlig retablering af ålegræs, mens transplanterede skud med anker vil kunne retableres ved glødetabsværdier op til 5%. Ved højere værdier er bundforholdene så mudrede, at sedimentet har for lav forankringskapacitet for ålegræsretablering (figur B2, appendix B, Canal-Vergés 2021). Områder med højt organisk sedimentindhold er desuden kilde til resuspension, hvor det suspenderede organiske materiale med høj lyssvækkelse, skaber periodiske dårlige lysforhold (Lundkvist et al. 2007, Canal-Vergés et al. 2010, 2014). Beregninger/målinger af frekvensen af resuspension kan benyttes som indikator for en kombination af fysisk pres på retablerede ålegræsbede og på de bundnære lysforhold, da højfrekvent resuspension vil påvirke den bentiske produktivitet i områder. Kombineres information om meget lave LOI sedimentpuljer og højt bølgepres kan det endvidere udledes, at kystområder potentielt er for grovkornede/stenede til at understøtte ålegræsvækst.

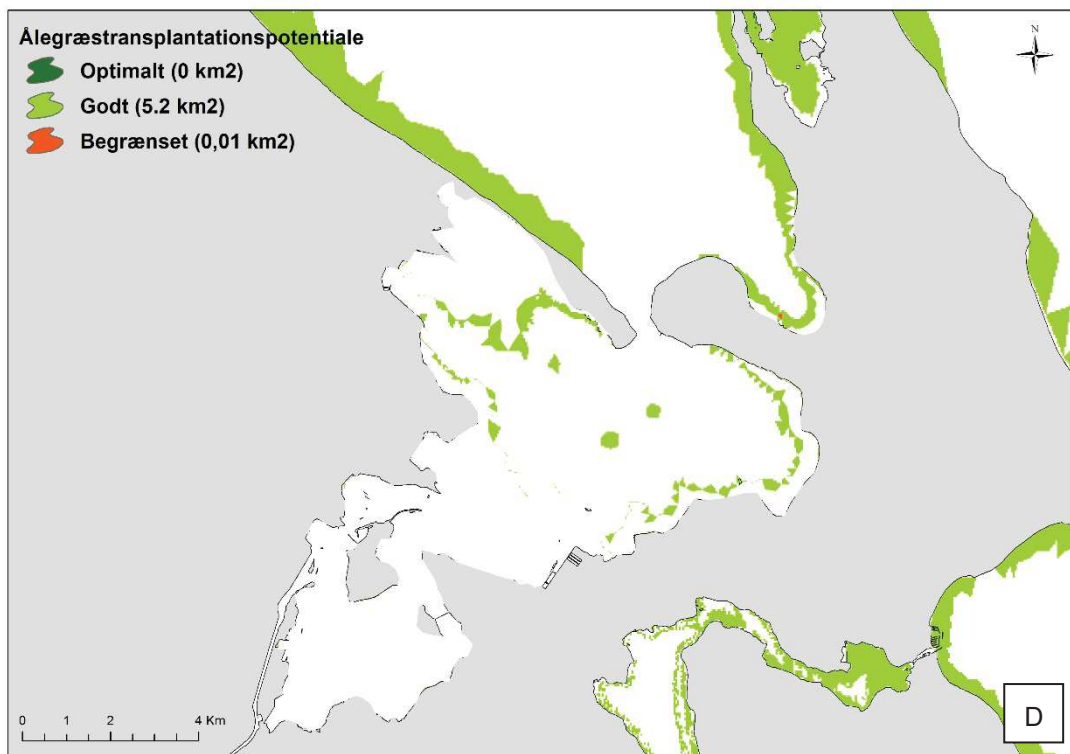
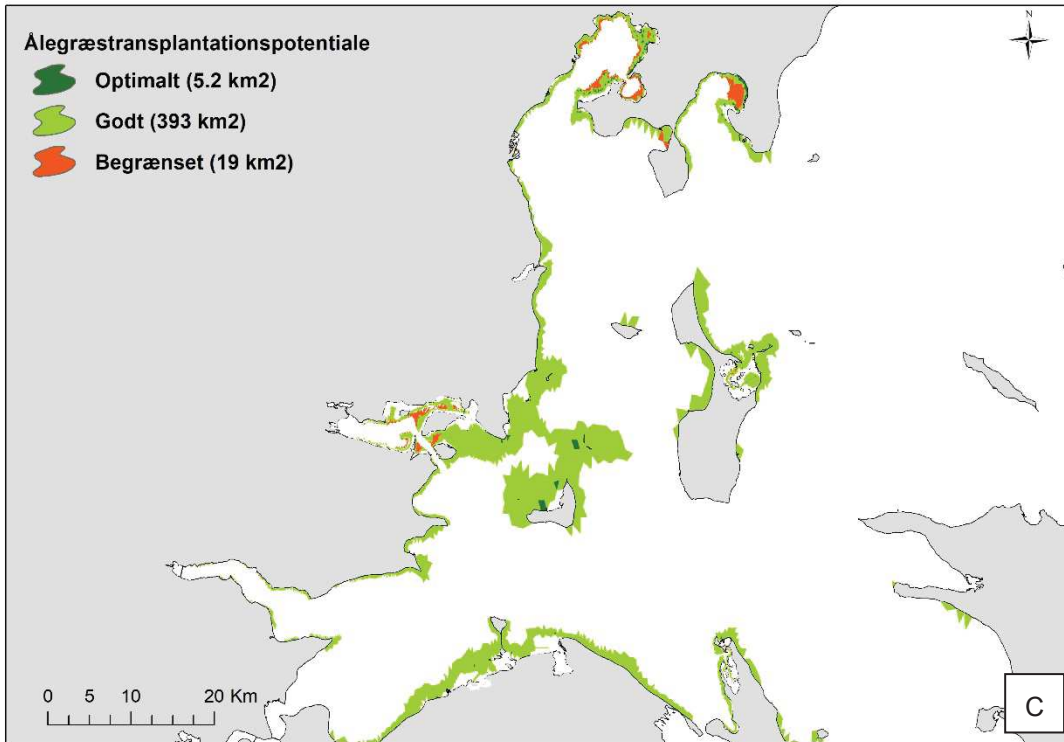
Lysforhold. Lysforhold ved havbunden er en central parameter for ålegræssets habitater, både i naturlige og transplanterede bede. De bundnære lysforhold skal i dagtimerne gennemsnitlig være omkring $200 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Appendix B). Dette er i forhold til litteraturværdier et højt lyskrav. Men mange af litteraturværdierne er baseret på fysiologiske studier af rensede ålegræsblades lysrespons på fotosynteseprocessen, og er ikke opgjort som det lyskrav, ålegræsskud har for at realisere signifikant vegetativ nettotilvækst (forøge antallet af skud i vækstsæsonen).

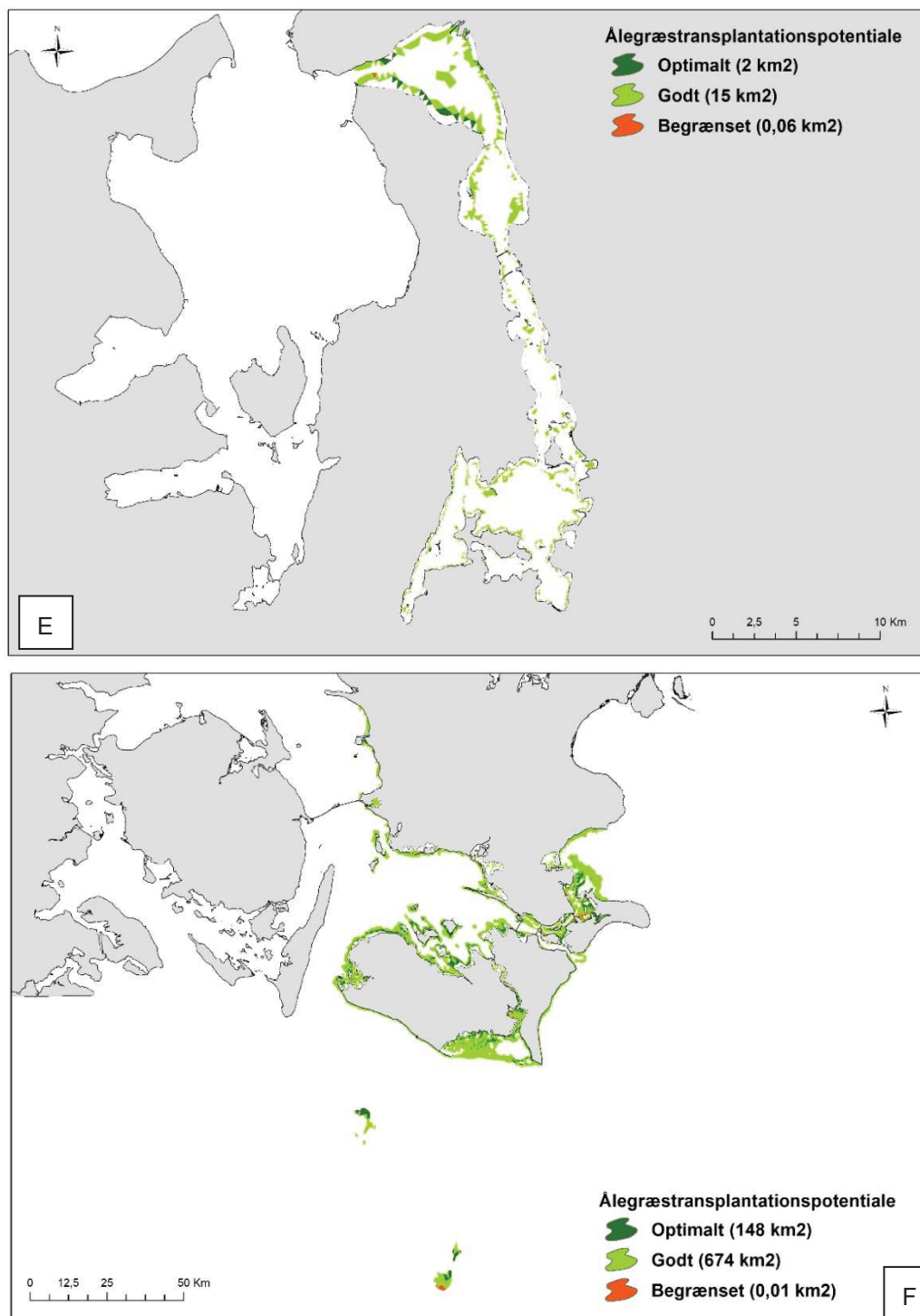
Saltholdighed. Ålegræs kan vokse ved saltholdigheder >5 PSU. Ved lave saltholdigheder (< 5 PSU) kan man godt finde ålegræs, men deres vækst vil være påvirket. Områder med lave saltholdigheder vil derfor være mindre egnet til transplantation.

Vanddybde. Ålegræs er en "subtidal" art, som ikke tåler længere tids udtørring. Det anbefales derfor at transplantationsaktiviteter udføres på dybder >1 m.

Potentialer for ålegræstransplantering. Der er anvendt en GIS-baseret screeningsmetode til identificering af områder som er egnede til ålegræstransplantation (se appendiks B). Metoden bygger på modelgenererede datalag for lys, fysisk eksponering (frekvens af resuspension), iltforhold, bundforhold, ballistiske påvirkninger fra makroalger og DIN koncentration mm og dækker i princippet alle danske vandområder. I flere, især mindre vandområder mangler der dog et eller flere datalag, hvorfor der ikke er foretaget analyser for alle danske vandområder. Nedenfor ses resultaterne fra udvalgte områder. Resultater viser arealer med optimalt, god og begrænset potentielt for ålegræstransplantationer.







Figur 4.1. Potentialer for ålegræstransplantering (bruttoareal) i udvalgte vandområder fastlagt med GIS model og modelgenererede datalag for lys, frekvens af resuspension, iltforhold, bundforhold, ballistiske påvirkninger fra makroalger og DIN koncentration. Datalag er genereret ud fra DHI's Vandplanssimuleringsresultater. A, Limfjorden model. B, Mariager Fjord model. C, NBF model. D, Odense Fjord model. E, Roskilde Fjord model. F, Smålandsfarvandet model. Bemærk at Isefjorden ikke er analyseret. Grøn markering angiver områder med potentiale for transplantering og rød angiver områder, hvor lysforholdene er på grænsen til at kunne understøtte transplantering. Oversigt over vandområder, som indgår i analysen kan ses i appendix B.

Næringsstoffer. Ved transplantationsforsøg langs eutrofieringsgradienter, er det lykkedes at opstille en signifikant korrelation mellem DIN-koncentrationer og den vegetativ tilvækst/tab af ålegræsskud (SDUs virkemiddelprojekt Storskala transplantation af ålegræs og NOVAGRAS). Her ligger tærskelværdien i vækstsæsonen på ca. 3 μM DIN. Væsentlig højere DIN-koncentrationer resulterer i risici for udpræget epifytvækst på ålegræsbladene, samt for store forekomster af opportunistiske makroalger, som overlejrer de transplanterede ålegræsskud og derved svækker lysintensiteten. Ved tærskelværdien begrænses epifyt- og opportunisternes realiserede vækstrater til $<1/2 V_{\text{max}}$.

Mange fjorde er fosforbegrænsede (DIP) i forårsperioden. Ved yderligere at reducere P-belastningen til fjordene kan perioden med fosforbegrænsning øges. Dette vil betyde, at produktionen af let nedbrydelige opportunistiske makroalger i foråret begrænses, således at en mindre biomasse bringes ind i vækstsæsonen, hvilket reducerer udskygning og risici for senere iltsvindspres. I tabel B.1 er tærskelværdien for DIP-koncentrationen angivet til 10 μg DIP l^{-1} , hvilket resulterer i at f.eks. *Ulva* sp. realiserer $<1/2 V_{\text{max}}$ (Flindt et al. 1997, Salomonsen et al. 1997, Salomonsen et al. 1999).

Iltsvind. Ålegræs er relativ robust overfor korte iltsvindshændelser (se Bilag B). Så længe der er målbart ilt i bundvandet (0.5-2 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$) overlever de transplanterede ålegræsskud. Derimod vil længerevarende iltsvind resultere i tab af ålegræs, også nyligt transplanteret ålegræs. I 1997 i Roskilde Fjord og i 2018 i det Sydfynske Øhav blev der i feltkampagner målt totalt iltfrie forhold (0.00 $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$) igennem flere uger. Her endte det med store permanente tab af lavvandsbestande i Roskilde Bredning, Lejre Vig og omkring Tåsinge. Iltsvind udgør en risiko i de første uger efter ålegræstransplantation, hvor de ny-transplanterede skud er specielt følsomme, indtil de har dannet nye rødder, og deres egenproduktion af ilt er velfungerende.

Biologiske presfaktorer. Opportunistiske makroalger er i mange eutrofe systemer en væsentlig presfaktor på den naturlige ålegræsretablering såvel som i nyligt transplanterede områder. Store biomasser af opportunistiske makroalger vil resultere i, at disse overlejrer de transplanterede ålegræsskud og derved svækker lysintensiteten og ålegræssets mulighed for at realisere vækstpotentialet (Valdemarsen et al. 2010). Store biomasser af opportunistiske makroalger vil under nedbrydning skabe høje iltforbrug som også potentielt er en presfaktor på ålegræs. Tærskelværdien er omkring 10 g C-biomasse m^{-2} , hvilket svarer til 200 g vådvægt m^{-2} . Denne arealspecifikke biomasse er ikke i stand til at udskygge ålegræsbede, mens biomasser >26 g C m^{-2} (= 500g vådvægt m^{-2}) potentielt skaber svækkede lysforhold. De fleste opportunistiske makroalger vokser desuden ikke-fasthæftet, og transporteres bundnært omkring ved lave strømhastigheder. Her resuspenderes store mængder af sediment som resulterer i suboptimale lysforhold i nærfeltet (Flindt et al. 2007, Canal-Vergés et al. 2010, 2014). Modellen indeholder endnu ikke epifytter, men disse har samme vækstkrav for lys og næringssalte som opportunistiske makroalger, og store biomasser af opportunistiske makroalger fungerer også som en proxy for epifytforekomster.

Flerårige makroalger skaber i nogle systemer et voldsomt ballistisk pres på retableringsprocessen. Makroalgerne forankres ofte på mindre sten, som slæbes rundt af strøm og bølger, hvor transportprocessen resulterer i tab af nye ålegræsskud og fragmentering af modne ålegræsbede. Transportprocessen resulterer også her i resuspension af store mængder af sediment,

der forringer lysforholdene i nærfeltet (Valdemarsen et al. 2010, Flindt et al. 2007, Canal-Vergés et al. 2010, 2014).

Sandormes fouragering medfører tab af årsskud og frø (Valdemarsen et al. 2011, Sousa et al. 2017). Ved høje sandormetætheder er der ikke længere noget retableringspotentiale. SDU-studierne har resulteret i muligheden for at definere en tærskelværdi for koeksistens mellem ålegræs og sandorm på < 25 sandorm m^{-2} . I denne kortlægning er sandormetætheder ikke inddraget i analysen, da der ikke er tilgængelige data.

Fraværet af ålegræsbede er en barriere for naturlig retablering af ålegræs (Flindt et al. 2016), hvor den langsomme vegetative arealmæssige tilvækst og den frøbaserede hurtigere produktion af årsskud er nødvendig. Ved aktiv restaurering er det imidlertid ikke en forudsætning at der eksisterer veludviklede ålegræsbede i området, da transplantationerne over 2-3 år vil sikre nye ålegræsarealer. Derfor er tilstedeværelsen af eksisterende ålegræsbede ikke blevet betragtet som en vigtig parameter i det nyudviklede lokalitetsværktøj. Dog vil tilstedeværelsen af ålegræsbede i de nærliggende omgivelser understøtte transplantationer, idet eksisterende modne ålegræsbede er frøproducerende og derfor potentielt vil bidrage med frøbaserede årsskud. Dette rejser spørgsmålet om der er behov for ålegræsretablering i områder, hvor der allerede eksisterer ålegræs? Dette er tilfældet i mange fjorde, hvor ålegræsbestanden er stærkt reduceret, og hvor den naturlige retablering ikke fungerer. Her vil punktvisse transplantationer sikre, at der kommer frøproducerende bestande som kan understøtte en fremtidig naturlig retablering og de associerede essentielle arealbaserede økosystemtjenester.

Undersøgelser, som kvalificerer udpegning af optimale transplantationsområder. Udover udpegningen af egnede områder ved brug af det udviklede GIS-værktøj, anbefales det at GIS-analysen efterfølges af nedenstående aktiviteter for at optimere udpegningen af endelige stor-skalarestaureringsområde:

1. En grundig analyse af orthofoto af områderne (2000-2019), hvor den overordnede sedimentmobilitet og makroalgedynamik registreres.
2. Droneoverflyvning, hvor der opnås en overordnet kortlægning af området med en tilstandsanalyse af nærfeltets moderbede i forhold til presfaktorer og fragmentering.
3. Besigtigelse ved snorkling/dykning, hvor miljø- og naturtilstandsindikatorer registreres:
 - a. Bundforhold (stenet, mudret/leret/siltet).
 - b. Dækning/biomasse af opportunistiske makroalger i nærfeltet (indikerer eutrofieringspres og potentielt iltsvind).
 - c. Registrering af epifytter på ålegræsbede og flerårige makroalger (indikerer eutrofieringspres).
 - d. Dækning/biomasse af flerårige makroalger i nærfeltet (risiko for ballistisk pres)
 - e. Vurdering af epifauna og synlig bundfauna (muslinge- og sandormetætheder).
 - f. Lysforholdene vurderet ved PAR-loggere, mens systemiske temporale lysforhold undersøges i NOVANA-datasæt fra nærfeltet.
4. Findes områdernes miljø- og naturtilstand stadig at have potentiale for retablering af ålegræs, gennemføres der sedimentanalyser (kornstørrelsesanalyse, vandindhold, tørstof, LOI, C-, N- og P-indhold).

5. Samtidig gennemføres småskala testtransplantationer, hvor der
 - a. Opsættes loggere til måling af turbiditet, lysintensitet, iltkoncentrationer, salinitet og temperatur.
 - b. Testtransplantationerne følges højfrekvent mht. skuddannelse og skudtab.
6. Ovenstående data (1-5) kobles, og baseret på resultaterne bliver områder med højest retableringspotentiale valgt.

4.2 Administrative barrierer

Tilladelser til udplantning/opgravning af ålegræsbede. Der skal søges begrundet tilladelse hos Kystdirektoratet for at udplante ålegræs. Formularen findes på Kystdirektoratets hjemmeside (<https://kyst.dk/soeterritoriet/anlaeg-og-aktiviteter-paa-soeterritoriet/ansoeg-om-tilladelse/>). Der skal derimod ikke søges tilladelse til at høste skud fra eksisterende moderbede. Her er der ingen forvaltningspraksis, hvilket må formodes at blive et krav ved udbredt anvendelse af omplantning af ålegræs som virkemiddel. Derfor har SDU udarbejdet en procedure for skudhøst, som sikrer, at moderbedene ikke belastes: 1) der høstes aldrig fra randen af donorbede for at undgå potentiel fragmentering af disse, 2) der høstes i den midterste del af bedet, og de høstede bånd (gaps) der skabes skal kunne lukkes i løbet af samme vækstsæson. Det er SDU's erfaring at høstede bånd på op til 40-50 cm lukkes af den vegetative vækst i bedene.

Transplantationerne foregår normalt i lavvandede områder (ca. 1.5 meter) med tilstrækkelig lysunderstøttelse, og er derfor ikke i konflikt med eksisterende sejlrender eller klappladser som forekommer på større dybder.

Kontrol af næringsstoffjernelse. SDU har i virkemiddelsprojekterne udviklet en procedure for at kvantificere massen af immobiliseret kulstof, kvælstof og fosfor (Flindt et al. 2020, Lange et al. 2020 a, b). Metoden baserer sig på målinger af ændringer i C, N, P sedimentpuljer, ålegræsbiomasse, bladproduktion, tæthed og biomasse af bundfauna og mobil fauna. Ved evt. implementering af udplantning af ålegræs som N/P-virkemiddel vil denne metode kunne anvendes evt. efter udarbejdelse af standardforskrift.

4.3 Logistiske barrierer

Tilgængelighed af donorbede. I forbindelse med de marine virkemiddelprojekter eksisterer der en aftale mellem SDU og MST om, at der benyttes donorbede fra nærområder, og at der ikke blev foretaget 1/1 transplantationer, men at der blev brugt lave skudtætheder ved storskala-transplantation. Dette skyldes 1) at eventuelle fejlslagene storskala transplantationer får mindre effekt på eksisterende ålegræsbestande, og 2) at de realiserede økosystemtjenester i form af C-, N- og P-immobilisering bliver større i anlæg med lav skudtæthed. I virkemiddelprojektet var den gennemgående skudtæthed i de transplanterede områder 4 skud m^{-2} som typisk resulterede i 400 skud m^{-2} efter 1 år og 900-1000 skud m^{-2} efter 2 år. Den lave skudtæthed medfører, at presset på donorbede minimeres, idet anlæggelse af 1 ha nye ålegræsbede blot kræver 40.000 skud fra moderbede. Med en generel skudtæthed på 1000-2000 skud m^{-2} i donorbede, skal der derfor høstes 20-40 m^{-2} fra disse. Små donorbede kan potentielt understøtte retableringsaktiviteter på 8-10 ha $år^{-1}$.

Indenfor rammerne af dette projekt, er det ikke muligt at specificere donorbestande i specifikke vandområder, men det er ikke SDU's indtryk, at dette er en barriere i fremtidige restaureringsprojekter.

Udplantning. Med en grundig introduktion til storskala transplantationsprocesserne kan mange konsortier/kommuner begynde deres egne ålegræs-retableringsprojekter. Der er endnu ingen danske entreprenører, som er påbegyndt ålegræsreplanteringer. Tids- og ressourceforbrug ved replantering bestemmes overvejende af, hvilket transplanterings-setup der benyttes, og hvilken replanterings-tæthed der vælges. SDU's erfaringer er, at det med hjælp fra frivillige amatører (skoleelever, gymnasieelever, lystfiskere, sejlere, dykkere, DOF'ere, DN'ere etc.) tager en mindre gruppe 3-4 uger at replantere 1 ha med en skudtæthed på 4 m⁻².

De første danske erfaringer (Brun et al. 2020) indikerer, at det typisk tager 2-3 år inden en replanteringsaktivitet via efterfølgende vegetativ vækst har udviklet sig til nye tætte robuste ålegræsbede. Replanteringerne bør foretages tidligt i vækstsæsonen – maj-juni – så skuddene har tid til at rodfæstes og tættes ved at skabe 3-5 nye skud med rodstængler inden efterårets kraftigere vindbegivenheder starter.

Drift. Der er ingen drift forbundet med replantering af ålegræs, idet det forudsættes, at der ikke skal foretages indhegning, fjernelse af skudankre eller anden form for beskyttelse af de replanterede bede i en implementering af ålegræsreplantering som N/P-virkemiddel.

4.4 Sociale barrierer

I de første replanteringsprojekter (Odense Fjord, Lunkebugten på Tåsinge, Horsens Fjord og Vejle Fjord) har der ikke været erkendte sociale barrierer. Der er dog ikke foretaget nogen målrettet undersøgelse, men lokalbefolkningen/samfundet har altid udvist stor interesse og det har været muligt at få opbakning til citizen science aktiviteter, hvor lystfiskere, sportsdykkere, miljømedarbejdere har assisteret med storskala replanteringer.

4.5 Litteratur

Amos, C., Cappucci, S., Bergamasco, A., Umgiesser, G., Bonardi, M., Cloutier, D., Flindt, M.R., De Nat, L., Cristante, S., 2004. The stability of tidal flats in Venice Lagoon – the results of in situ measurements using two benthic annular flumes. *J. Mar. Syst.* 51 (November (1–4)), 211–241.

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>

Canal-Vergés, P, Vedel, M, Valdemarsen, T, Kristensen, E & Flindt, MR 2010, 'Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications for ecosystem functioning' *Hydrobiologia*, vol. 649, no. 1, pp. 69-76. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0259-y>

Canal-Vergés, P, Potthoff, M, Thorbjorn, F, Rasmussen, EK & Flindt, MR 2014, 'Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae – evaluated by Agent-based modelling' *Ecological Modelling*, vol. 272, pp. 116-128.

Canal-Vergés, P, Petersen, JK, Rasmussen, EK, Erichsen, A & Flindt, MR 2016, 'Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark)' *Ecological Modelling*, vol. 338, pp. 135-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.023>

Canal-Vergés, P, Lee, KM, Erichsen, AC, Kuusemäe k., Timmermann, K, Flindt, RF. 2021. Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Improved growth conditions in selected estuaries based on 30% reductions in land based nutrient loads. Miljø- og Fødevarministeriet, Technical note.

Canal-Vergés, P, Frederiksen, L, Lundkvist, M, Flindt MR. (2021) Development of biological sediment stability improves the anchoring capacity for eelgrass. Manuscript in preparation.

Flindt, M.R., Carrer, M., Salomonsen, J., Bocci, M., Kamp-Nielsen, L., 1997. Loss, growth and transport dynamics of *Chaetomorpha aerea* and *Ulva rigida* in the Lagoon of Venice during an early summer field campaign. *Ecol. Modell.* 102, 133–142.

Flindt, M., Kristensen, E., Valdemarsen, T.B., 2011. Svigtende reetablering af ålegræs i fjorde. *Vand & Jord*, 18, 17-20.

Flindt, MR, Rasmussen, EK, Valdemarsen, T, Erichsen, AC, Kaas, H & Canal-Vergés, P 2016, 'Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries' *Ecological Modelling*, vol. 338, pp. 122-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.07.005>

Flindt, MR, Kuusemäe, K, Lange, T, Wendländer, NS, Aaskoveb, N, Winter, S, Sousa, AI, Rasmussen EK, Canal-Vergés, P, Connolly, RM, Kristensen, E. (2021) Sand-capping of muddy sediment improves benthic light conditions and sediment anchoring capacity to support recovery of eelgrass (*Zostera marina*). Manuscript submitted for publication.

Kuusemäe, K, Rasmussen, EK, Canal-Vergés, P & Flindt, MR 2016, 'Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries' *Ecological Modelling*, vol. 333, pp. 11-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.008>

Lange, T., 2020a. Development and Test of Measures Supporting Recovery of Eelgrass (*Zostera marina*) in Estuaries. PhD thesis, University of Southern Denmark.

Lange, T., Wendländer, N., Svane, N., Steinfurth, R., Nielsen, B., Rasch, C., Kristensen, E., Flindt, M.R., 2020b. Storskala-transplantation af ålegræs metoder og perspektiver. *Vand og Jord*. Nr 1. 2020.

Lundkvist, M., Grue, M., Friend, P., Flindt, M.R., 2007a. The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. *Cont. Shelf Res.* 27, 1143–1152.

Salomonsen, J., Flindt, M.R., Geertz-Hansen, O., 1997. Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecol. Modell.* 102, 129–132.

Salomonsen, J., Flindt, M.R., Geertz-Hansen, O., 1999. Modelling advective transport of *Ulva lactuca* in the sheltered bay, Møllekrogen, Roskilde Fjord, Denmark. *Hydrobiologia* 397, 241–252.

Sousa, A., Valdemarsen, T., Lillebø, A.I., Jørgensen L., Flindt, M.R. 2017 A new marine measure enhancing *Zostera marina* seed germination and seedling survival. *Ecological engineering* 104, 131:140.

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

Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M.D., Flindt, M.R., 2010. Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine ecology. Progress series (Halstenbek)* 418, 119-130.

5. Effekter af marine virkemidler i relation til Vandområdeplaner

Karen Timmermann og Anders Erichsen

I forbindelse med vandområdeplanerne for tredje planperiode bliver der for hvert vandområde beregnet målbelastninger for kvælstof (N) og fosfor (P) og tilhørende reduktionsbehov for N og P, som skal sikre, at det enkelte vandområde kan opnå god økologisk tilstand. Beregningerne tager udgangspunkt i årlige fosfor og kvælstoftilførsler fra dansk opland (statusbelastning/baseline belastning) til de marine recipienter, samt de forventede ændringer i miljøtilstand, som følge af ændringer i de direkte næringsstofftilførsler fra det lokale danske opland (Erichsen et al., in prep).

I beregningerne indgår alle kendte næringsstofftilførsler samt antagelser om fremtidige reduktioner i andre næringsstokilder (f.eks. fra andre vandområder/lande og atmosfæren) og deres effekter på miljøtilstanden. Statusbelastning, målbelastning og indsatsbehov, som indgår i vandplanerne, adresserer imidlertid alene de lokale danske landbaserede næringsstofftilførsler og må ikke forveksles eller sammenlignes med den samlede næringsstofftilførsel til et vandområde eller den samlede næringsstofftilførsel, som understøtter god økologisk tilstand. Indsatsbehovet kan derfor heller ikke sammenlignes med nødvendige reduktioner i den totale næringsstofftilførsel eller næringsstoffmængde i et givet marint vandområde.

De beregnede indsatsbehov i vandområdeplanerne danner grundlag for en dimensionering af terrestriske virkemidler, som over tid kan reducere de lokale tilførsler af næringsstoffer og understøtte opnåelse af god økologisk tilstand. Der er i beregningerne af indsatsbehovet taget højde for, at den fulde økosystemrespons af næringsstoffreduktioner indtræffer med en vis tidsforsinkelse, uden at man dog kan sige, hvornår den fulde effekt indtræffer. Tidsforsinkelsen skyldes, at det tager tid (år) fra terrestriske virkemidler er implementeret til effekterne slår fuldt igennem på belastningerne og derudover tager det tid (år), fra målbelastningen er opnået til den fulde økosystemrespons indtræffer.

Selvom både terrestriske og marine virkemidler har til formål at bidrage til at opnå god økologisk tilstand i de marine vandområder, er der flere grundlæggende forskelle, som betyder, at man ikke umiddelbart kan sammenligne deres effekter (Timmermann et al. 2016, Bruhn et al. 2020). F.eks. er marine virkemidler langt fra den primære forureningskilde, hvilket bl.a. betyder, at næringsstoffer kan påvirke grundvand, vandløb og søer før de fjernes/immobiliseres i den marine recipient. I denne sammenhæng er den væsentligste forskel, at terrestriske virkemidler bidrager til reduktion af tilførsler fra lokal, dansk opland tæt ved kilden (og den andel som er indeholdt i beregningerne af indsatsbehovet), hvor marine virkemidler på forskellig vis bidrager til at fjerne/binde næringsstoffer i den marine recipient, uanset hvor næringsstofferne kommer fra (sediment, atmosfære, andre vandområder, andre lande). De tilførte næringsstoffer vil således have en økologisk effekt fra de tilføres et givent vandplanområde til de bliver optaget i biomassen involveret i virkemidlet. Derudover kan marine virkemidler direkte påvirke f.eks. kvalitetsele-

menter både positivt og negativt samt påvirke næringsstoffdynamikken (f.eks. retentionen og sedimentationen) i kystvande. De økologiske effekter af at fjerne 1 kg kvælstof via et marint virkemiddel er derfor ikke den samme som en reduktion af kvælstoftilførslen med 1 kg.

Derudover vil effekten af marine virkemidler afhænge af, hvor i vandområdet de placeres, idet effekterne vil være størst umiddelbart i nærheden af virkemidlerne, hvorimod effekter af landbaserede virkemidler er størst ved ferskvandsudløbet. For muslinger og ålegræs kan der, ud over N/P-effekten, også være en direkte effekt på de biologiske indikatorer (f.eks. klorofyl-a og ålegræs), der bestemmer den økologiske tilstand, hvilket yderligere komplicerer en sammenligning med terrestriske virkemidler og vandplanernes indsatsbehov.

Samlet set betyder disse faktorer, at effekten af marine virkemidlers N- og P-fjernelse/immobilisering ikke er direkte sammenlignelig med effekten af landbaserede virkemidler, og N/P-fjernelsen kan ikke direkte sammenlignes med det indsatsbehov, der er beregnet for det enkelte vandområde og som skal sikre opnåelse af god økologisk tilstand. Det betyder ligeledes, at det beregnede indsatsbehov ikke direkte kan danne grundlag for en dimensionering af marine virkemidler.

For at kunne anvende og dimensionere marine virkemidler som bidrag til opnåelse af god økologisk tilstand, skal der skabes et forvaltningsmæssigt grundlag til håndtering af effekterne fra marine virkemidler. Det er i dette projekt ikke muligt at udvikle et forvaltningsgrundlag som muliggør håndtering og dimensionering af marine virkemidler i alle vandområder, men nedenfor skitseres nogle overordnede metoder, som, efter en operationalisering, kan anvendes til vurdering af effekter af marine virkemidler i relation til opnåelse af miljømål i vandområdeplanerne.

5.1 Semi-kvantitativ metode til sammenligning af marine virkemidlers N/P-fjernelse og vandplanernes indsatsbehov

I et givet vandområde kan marine virkemidler binde/fjerne en mængde N og P, som med passende forbehold kan beregnes ud fra virkemidlets arealspecifikke effektivitet og det totale areal anvendt til virkemidlet i vandområdet. I situationer, hvor de marine virkemidler primært fjerner N og P, som kommer fra dansk opland, vil effekten af N/P-fjernelsen tilnærmelsesvis være sammenlignelig med de økologiske effekter af en reduceret tilførsel af N og P fra land og dermed sammenlignelig med det beregnede indsatsbehov. Det svarer i praksis til mere lukkede vandområder, hvor den landbaserede danske andel af næringsstofferne vil være dominerende.

Dette er imidlertid ikke tilfældet i mere åbne vandområder, hvor andelen af N og P fra det lokale opland er mindre. En væsentlig del af det N/P der her fjernes ved høst af tang og muslinger stammer således fra andre lande/atmosfære og kan derfor ikke umiddelbart sammenlignes med indsatsbehovet fra dansk opland.

I de marine vandplansmodeller er effekter af andre lande, atmosfærebidrag samt transport- og interne næringsstoffprocesser (herunder f.eks. intern belastning) inkluderet via "dosis-respons relationer", som beskriver sammenhængen mellem de enkelte kilder (atmosfære, andre lande) og miljøtilstanden i et givent vandområde. Hvis dosis-respons for en given kilde er stor, vil en ændring i kildens bidrag medføre stor effekt i miljøtilstand og hvis dosis-respons er lille vil den

samme ændring i kildens bidrag medføre lille ændring i miljøtilstand. Man kan, med nogen forsigtighed, anvende forholdet mellem de beregnede dosis-respons relationer til at oversætte effekter af marine virkemidler til effekter af reduktion fra dansk opland.

I vandområder som domineres af næringsstoffer fra dansk opland (dvs. dosis-respons fra dansk opland udgør tæt på 100% af den samlede dosis-respons) vil kvælstoffjernelsen via marine virkemidler svare til en fjernelse af dansk kvælstof og dermed kan fjernelsen sammenlignes med det beregnede indsatsbehov. Omvendt vil en lille dosis-respons andel (f.eks. 20%) indikere, at vandområdet er domineret af andre kvælstoftilførsler. I en sådan situation vil effektiviteten af det marine virkemiddel skulle transformeres fra total-kvælstof fjernet, til andelen af dansk kvælstof fjernet, før en sammenligning med indsatsbehovet. Ved passende forbehold kan den danske del af det fjernede kvælstof i ovenstående eksempel beregnes som $0,2 \cdot \text{total kvælstofmængde}$ fjernet via marint virkemiddel.

Metoden tager ikke højde for effekter af fjernelsen af f.eks. kvælstof fra andre lande, ligesom direkte effekter på f.eks. kvalitetselementer og ændringer i f.eks. retention ikke er inkluderet. Det er således alene en metode, der med forbehold kan relatere N/P-fjernelsen/immobiliseringen via marine virkemidler til det beregnede reduktionskrav i næringsstofftilførsler, men som ikke adresserer de samlede økologiske effekter af virkemidlerne i relation til marin miljøkvalitet, som er det, der i sidste instans er afgørende for evt. målopfyldelse.

5.2 Kvantitativ vurdering af marine virkemidlers økologiske effekt ift. opnåelse af god økologisk tilstand

Effekten af marine virkemidler kan belyses kvantitativt med mekanistiske modeller, som inkluderer parametriseringer af virkemidlernes interaktion med omgivelserne, herunder virkemidlernes præcise placering samt f.eks. muslingers filtrering og deponering af fækalier, næringsoptag i tang og ålegræssets effekt på resuspension. Via modellerne kan man beregne dosis-respons kurver, som kvantificerer virkemidlernes effekt på udvalgte indikatorer på samme måde, som er gjort i vandplansmodellerne til belysning af effekterne af landbaserede reduktioner (Timmermann et al. 2019).

Med denne metode kvantificeres den fulde effekt af marine virkemidler ift. opnåelse af god økologisk tilstand. Metoden kan således håndtere effekter af virkemidlernes næringsstoffjernelse fra både danske og udenlandske kilder samt effekter som ikke er indeholdt i den direkte N/P-fjernelse, herunder virkemidlernes direkte effekter på kvalitetselementer (Timmermann et al. 2019; Rasmussen 2017).

Derudover tager metoden højde for, at effekten af marine virkemidler afhænger af, hvor i vandområdet de er placeret og inkluderer også eventuelle sæsoneffekter, som skyldes, at de marine virkemidler ikke er lige effektive hele året.

Via mekanistiske modeller vil det således være muligt direkte at inkludere effekter af marine virkemidler i kvalificeringen af vandplanerne og metoden muliggør scenarieberegninger med inkludering af både terrestriske og marine virkemidler og dermed mulighed for dimensionering af marine virkemidler ift. opnåelse af god økologisk tilstand. Metoden giver en større sikkerhed på ef-

fekterne af marine virkemidler end den semi-kvantitative metode og tillader dermed en større præcision i virkemidlernes lokale betydning. Desuden kan metoden kombineres med beregninger af vandområdernes bærekapacitet, som sætter et biologisk loft for det totale potentiale for dyrkning af muslinger og tang i det enkelte vandområde.

5.3 Reduktion i tidsforsinkelse i opnåelse af god økologisk tilstand (GØT)

Da marine virkemidler er placeret direkte i det marine vandområde har de andre effekter på det marine miljø end landbaserede virkemidler. De kan således supplere og understøtte effekter af landbaserede virkemidler. Et væsentligt element heri er, at marine virkemidler kan reducere tidsforsinkelsen fra implementeringen af landbaserede virkemidler til den fulde økosystemeffekt indtræffer. Tidsforsinkelsen skyldes, at det tager tid (år) fra terrestriske virkemidler er implementeret til effekterne slår fuldt igennem på belastningerne og derudover tager det tid (år) fra målbelastningen er opnået til den fulde økosystemrespons indtræffer, dvs. målbelastningen understøtter opnåelse af GØT, men sikrer ikke opnåelse af GØT indenfor en given tidshorizont. Denne forsinkelse skyldes primært, at det tager tid for marine økosystemer at indstille sig i en ny ligevægt. F.eks. skal der opnås ligevægt mellem næringsstofftilførsler fra land og den interne belastning fra sedimenterne og det mere refraktære organiske stof, som er akkumuleret i sedimenterne skal nedbrydes eller eksporteres. Derudover skal organismer som f.eks. ålegræs bruge tid på at sprede sig. De forskellige kvalitetselementer og støtteparametre, som anvendes til vurdering af den økologiske tilstand, har forskellig tidsforsinkelse. F.eks. vil klorofyl respondere relativt hurtigt på ændringer i næringsstofftilførsler, men den fulde effekt af en længerevarende næringsstoffreduktion på klorofyl opnås først, når der er opnået steady-state mellem næringsstofftilførsler og den interne belastning. Dette kan tage 5-10 år i mange danske fjorde (afhængigt af vandudvekslingen), mens det i nogle systemer f.eks. Østersøen, kan tage flere årtier. Lysnedtrængning responderer langsommere end klorofyl på ændringer i næringsstofftilførsler og den fulde effekt af næringsstoffreduktioner for lysnedtrængningen slår først igennem når det akkumulerede refraktionære organiske stof er reduceret.

Marine virkemidler vil, i modsætning til terrestriske virkemidler, have en umiddelbar effekt på den marine recipient, så snart de er implementeret. De kan dermed bidrage til reduktion i tidsforsinkelse i opnåelse af GØT. Ligeledes kan marine virkemidler bidrage til reduktion i tidsforsinkelsen fra målbelastningen er opnået til GØT indtræffer. Alle marine virkemidler vil f.eks. kunne optage kvælstof og fosfor frigivet fra sedimenterne og dermed bidrage til reduktion i effekterne fra den interne belastning. Udplantning af ålegræs vil bl.a. kunne reducere den naturlige spredningstid af ålegræs og dermed bidrage til hurtigere etablering af ålegræs ved den lysbestemte dybdegrænse. Muslinger kan via partikelfiltrering fjerne (også refraktionære) organiske partikler, som ellers ville forblive i systemet i længere tid. Dermed kan de marine virkemidler bidrage direkte og hurtigere til f.eks. forbedrede lysforhold, lavere klorofylkoncentrationer og ålegræsudbredelse end det sker gennem N og P fjernelse, hvor der ofte er en tidsforsinkelse før de fulde økologiske effekter af en reduktion indtræffer.

6. Samlet oversigt over potentialer og barrierer

De marine virkemidlers arealspecifikke effektivitet i forhold til binding/fjernelse af kvælstof er for alle virkemidlerne undersøgt ved feltstudier og rapporteret i Bruhn et al., 2020. Fysiske, kemiske og biologiske forhold vil imidlertid kunne reducere den arealspecifikke effektivitet af virkemidlerne, og derfor vil virkemidlernes potentiale variere både indenfor og imellem vandområder.

6.1 Vandområder med optimalt virkemiddelpotentiale

Kortlægning af virkemiddelpotentiale i de enkelte vandområder (se kort i kap. 2, 3 og 4 samt GIS-filer) er baseret på modelekstrapolering af NOVANA-data, hvilket betyder, at potentialerne skal opfattes som en screening, som bør valideres med målinger, før en evt. implementering. Derudover inkluderer potentialerne ikke potentielle tabsprocesser (f.eks. prædation) og der er ikke beregnet et samlet maksimalt potentiale pr. vandområde, idet dette vil kræve omfattende modelanalyser. I nedenstående tabel ses en oversigt over vandområder, hvor der kan findes arealer > 20 ha, som ud fra et fysisk-biologisk perspektiv er optimale ift. virkemiddeffektivitet. For tang og ålegræs svarer 20 ha ca. til et standard opdrætsanlæg for muslinger. Det vil være praktisk muligt at implementere virkemidlerne på mindre arealer, men på det foreliggende datagrundlag kan små arealer ikke udpeges, idet den rumlige opløsning af miljødata er for grov.

Tabel 6.1: Vandområder med arealer > 20 ha, som er biologisk optimale til implementering af marine virkemidler. For muslinger og tang angives vandområder, med arealer > 20 ha, som har en effektivitet > 75% af max effektiviteten. For ålegræs angives vandområder med arealer > 20 ha, som har forventet optimal transplantations succes. IU (Ikke Undersøgt) angiver at vandområdets potentiale ikke er undersøgt, pga. manglende datagrundlag. Analysen er lavet på baggrund af modelekstrapolerede NOVANA-data, som bør valideres før implementering, og er alene baseret på udvalgte faktorer, som kan begrænse den biologiske anvendelighed. Andre barrierer, som kan begrænse arealeffektiviteten, omkostningseffektiviteten og/eller egnede arealer, f.eks. tabsprocesser, eksponering, anden brug af havet, bæreevne, mv. er *ikke* inkluderet. Ligeledes er der ikke taget højde for, om der er et indsatsbehov til de enkelte vandområder.

| Vandområde ID | Vandområde Navn | Muslingeopdræt | Tangdyrkning | Ålegræs transplantering |
|---------------|-----------------------|----------------|--------------|-------------------------|
| 1 | Roskilde Fjord ydre | x | - | x |
| 2 | Roskilde Fjord indre | - | - | x |
| 6 | Nordlige Øresund | - | - | - |
| 16 | Korsør Nor | - | - | x |
| 17 | Basnæs Nor | - | - | x |
| 18 | Holsteinborg Nor | - | - | x |
| 24 | Isefjord ydre | x | x | IU |
| 25 | Skælskør Fjord og Nor | - | - | x |
| 28 | Sejerø Bugt | x | x | - |
| 29 | Kalundborg Fjord | x | - | - |
| 34 | Smålandsfarvandet syd | - | - | x |
| 35 | Karrebæk Fjord | - | - | x |
| 36 | Dybsø Fjord | - | - | x |

| | | | | |
|-----|---------------------------|---|---|----|
| 37 | Avnø Fjord | - | - | x |
| 38 | Guldborgsund | - | - | x |
| 44 | Hjelm Bugt | - | - | x |
| 45 | Grønsund | - | - | x |
| 46 | Fakse Bugt | - | - | x |
| 47 | Præstø Fjord | - | - | x |
| 48 | Stege Bugt | - | - | x |
| 49 | Stege Nor | - | - | x |
| 56 | Østersøen Bornholm | - | - | IU |
| 57 | Østersøen Christiansø | - | - | IU |
| 59 | Nærá Strand | - | - | x |
| 62 | Lillestrand | - | - | x |
| 68 | Lindelse Nor | - | - | IU |
| 72 | Kløven | x | - | IU |
| 74 | Bredningen | - | - | IU |
| 80 | Gamborg Fjord | x | - | IU |
| 82 | Aborg Minde Nor | - | - | IU |
| 83 | Holckenhavn Fjord | - | - | IU |
| 84 | Kerteminde Fjord | - | - | x |
| 85 | Kertinge Nor | - | - | x |
| 86 | Nyborg Fjord | x | - | IU |
| 87 | Helnæs Bugt | x | - | IU |
| 89 | Lunkebugten | x | - | IU |
| 90 | Langelandssund | x | - | IU |
| 92 | Odense Fjord ydre | x | - | x |
| 93 | Odense Fjord Seden Strand | - | - | - |
| 95 | Storebælt SV | x | - | - |
| 96 | Storebælt NV | x | - | x |
| 101 | Genner Bugt | x | - | IU |
| 102 | Åbenrå Fjord | x | - | IU |
| 103 | Als Fjord | x | - | IU |
| 104 | Als Sund | x | - | IU |
| 105 | Augustenborg Fjord | x | - | IU |
| 106 | Haderslev Fjord | - | - | IU |
| 107 | Juvre Dyb | - | - | IU |
| 108 | Avnø Vig | - | - | IU |
| 109 | Hejlsminde Nor | - | - | IU |
| 110 | Nybøl Nor | x | - | IU |
| 111 | Lister Dyb | - | - | IU |
| 113 | Flensborg Fjord indre | x | - | IU |
| 114 | Flensborg Fjord ydre | x | - | IU |
| 119 | Vesterhavet syd | - | - | IU |
| 120 | Knudedyb | - | - | IU |
| 121 | Grådyb | - | - | IU |

| | | | | |
|-----|--|---|---|----|
| 122 | Vejle Fjord ydre | x | x | x |
| 123 | Vejle Fjord indre | x | x | x |
| 124 | Kolding Fjord indre | - | - | x |
| 125 | Kolding Fjord ydre | x | x | IU |
| 127 | Horsens Fjord ydre | x | x | x |
| 128 | Horsens Fjord indre | x | x | x |
| 129 | Nissum Fjord Ydre | - | - | IU |
| 130 | Nissum Fjord mellem | - | - | IU |
| 131 | Nissum Fjord Felsted Kog | - | - | IU |
| 132 | Ringkøbing Fjord | - | - | IU |
| 133 | Vesterhavet nord | - | - | IU |
| 136 | Randers Fjord indre | - | - | IU |
| 137 | Randers Fjord ydre | - | x | IU |
| 138 | Hevring Bugt | x | x | IU |
| 139 | Anholt | - | x | IU |
| 140 | Djursland øst | x | x | - |
| 141 | Ebeltoft Vig | x | x | x |
| 142 | Stavns Fjord | - | x | x |
| 144 | Knebel Vig | x | x | x |
| 145 | Kalø Vig | x | x | x |
| 146 | Norsminde Fjord | - | - | - |
| 147 | Århus Bugt og Begtrup Vig | x | x | x |
| 154 | Kattegat Læsø | - | x | IU |
| 157 | Bjørnholms Bugt Riisgårde Bredning Skive Fjord og Lovns Bredning | x | x | x |
| 158 | Hjarbæk Fjord | - | - | - |
| 159 | Mariager Fjord indre | x | - | - |
| 160 | Mariager Fjord ydre | x | - | x |
| 165 | Isefjord indre | x | x | IU |
| 200 | Kattegat Nordsjælland | x | x | IU |
| 201 | Køge Bugt | - | - | IU |
| 204 | Jammerland Bugt og Musholm Bugt | x | - | x |
| 206 | Smålandsfarvandet åbne del | x | - | x |
| 207 | Nakskov Fjord | x | - | x |
| 208 | Femerbælt | x | - | x |
| 209 | Rødsand og Bredningen | - | - | x |
| 212 | Fåborg Fjord | x | - | IU |
| 214 | Det Sydfynske Øhav | x | - | IU |
| 216 | Lillebælt syd | x | - | IU |
| 217 | Lillebælt Bredningen | x | x | IU |
| 219 | Århus Bugt syd Samsø og Nord- lige Bælthav | x | x | x |
| 221 | Skagerrak | - | x | IU |
| 222 | Kattegat Ålborg Bugt | x | x | IU |

| | | | | |
|-----|------------------------------|---|---|----|
| 224 | Nordlige Lillebælt | x | x | IU |
| 225 | Nordlige Kattegat Ålbæk Bugt | x | x | IU |
| 231 | Lillebælt Snævringen | x | x | IU |
| 232 | Nissum Bredning | x | x | x |
| 233 | Kaas Bredning og Venø Bugt | x | x | x |
| 234 | Løgstør Bredning | x | x | x |
| 235 | Nibe Bredning og Langerak | - | - | x |
| 236 | Thisted Bredning | x | x | x |
| 238 | Halkær Bredning | - | - | x |

Estimater af virkemidlernes potentialer for næringsstof fjernelse/immobilisering og identifikation af vandområder med optimalt potentiale er baseret på modelestimater af udvalgte parametre og bør derfor betragtes som en screening, som bør valideres med lokalspecifikke data og analyser. Ligeledes bør lokalspecifikke forhold, som kan påvirke den biologiske og/eller forvaltningsmæssige anvendelighed af virkemidlerne inddrages før en evt. implementering. Virkemiddelpotentia-lerne er alene kvantificeret ud fra den arealspecifikke næringsstoffjernelse og er således ikke en beskrivelse af de direkte og indirekte effekter af virkemidlerne på f.eks. kvalitetselementer eller ift. opnåelse af ”god økologisk tilstand”. Da effekterne af marine virkemidler på flere måder adskiller sig fra effekterne af landbaserede virkemidler, er det ikke umiddelbart muligt at sammenligne marine virkemidler med landbaserede virkemidler ligesom det ikke er umiddelbart muligt, at sammenligne vandområdeplanernes indsatsbehov med effekterne af marine virkemidler.

6.2 Barrierer for implementering af marine virkemidler

Der er en række biologiske, administrative, logistiske og sociale barrierer, som dels kan reducere den arealspecifikke effektivitet af virkemidlerne og del kan begrænse implementeringen af virkemidler, både i det enkelte vandområde og/eller begrænse den maksimale implementering på national skala. I tabel 6.2 nedenfor er de væsentligste potentielle barrierer for de enkelte marine virkemidler angivet.

Marine virkemidler er testet i danske farvande og deres effekt i form af næringsstof fjernelse/immobilisering er dokumenteret om end i varierende omfang. Derimod er brugen af marine virkemidler som en del af vandområdeforvaltningen ikke afprøvet i danske farvande. Vurderinger af virkemidlernes effektivitet og de mulige barrierer er derfor forbundet med usikkerhed ved implementering på niveau af vandområder.

Tabel 6.2: Oversigt over de væsentligste fysisk-biologiske, administrative, logistiske og sociale barrierer, som kan forhindre/forsinke/reducere implementering og/eller reducere effektiviteten af virkemidlerne og som er behandlet i denne rapport. Barriererne har forskellig betydning for implementeringen af de forskellige virkemidler, ligesom viden om de enkelte barrierer er forskellige mellem virkemidlerne. Man kan derfor ikke umiddelbart sammenligne barrierernes betydning mellem virkemidlerne alene ud fra tabeloversigten. Udover de nævnte barrierer, vil der også skulle etableres et forvaltningsgrundlag, herunder mulighed for håndtering af effekter og evt. betalingsmodeller.

| Barrierer | Muslingeopdræt | Tangdyrkning | Ålegræstransplantering |
|--|--|--|---|
| Fysisk-Biologiske barrierer inkluderet i kortlægning | Føde (klorofyl) Salt Vanddybde Temperatur | Salt Vanddybde | Lys Resuspensionsfrekvens Sediment forhold (OM) DIN/DIP Makroalger Temperatur Ilt |
| Fysisk-Biologiske barrierer, som ikke er inkluderet i kortlægningen | Prædation Føde/bærekapacitetsbegrænsning | Lys DIN/DIP Temperatur Begroning | Sandorme Epifytter Græsning |
| Administrative (f.eks. tilladelser, anden brug af havet, beskyttede områder, kontrol behov) | Tilladelser til opdræt Konsekvensvurdering i N2000 områder Anden brug af havet Kontrol af N/P-fjernelse Tilladelse til forarbejdning | Tilladelser til opdræt Konsekvensvurdering i N2000 områder Anden brug af havet Kontrol af N/P-fjernelse Tilladelse til forarbejdning | Tilladelser til udplantning Manglende regler for høst af skud i donorbede Kontrol af N/P-fjernelse/immobilisering |
| Logistiske (f.eks. investeringsbehov, know-how, råmateriale, mm) | Investeringsbehov Beskyttelse mod tab Forarbejdningmuligheder | Investeringsbehov Kvalificeret arbejdskraft Erfaring med drift Tilgængelighed af sporeliner Aftagerkæde/forarbejdningmuligheder | Kvalificeret arbejdskraft Tilgængelighed af donorbede Udplantningskapacitet/hastighed Finansieringsmodel |
| Sociale (f.eks. visuel forurening, anvendelse af kystzonen) | Visuel forurening Anden brug af havet Evt. affald ved kyst | Visuel forurening Anden brug af havet Evt. affald ved kyst | Ingen |

De marine virkemidler har forskellig TRL (Technological Readiness Level, dvs. hvor langt man er kommet med implementering af teknologien) bl.a. fordi der er forskelligt erfaringsgrundlag for de forskellige marine virkemidler og ligeledes forskellig praktisk kapacitet for implementering. Virkemidlerne er desuden delvist forskellige i virkemåde og primær effekt. Såfremt det politisk og administrativt besluttes at anvende marine virkemidler kan det, på baggrund af resultaterne for virkemidlernes potentiale og effekt og de faktiske muligheder for implementering som anskueliggjort i nærværende barriereanalyse, anbefales at:

- Opdræt af muslinger afprøves som en del af vandområdeplanlægningen i fuld forvaltningsskala i nogle udvalgte vandområder – f.eks. i Limfjorden og Mariager Fjord - før der sker en evt. videre implementering i andre potentielt egnede vandområder.
- Der gennemføres forsøg i 1-2 vandområder til demonstration af stabil produktion i fuld skala med signifikante mængder på hele anlæg over 1-3 sæsoner af opdræt af tang som virkemiddel.

- Udplantning af ålegræs indgår i 3. generations vandområdeplaner primært som naturgenopretning til styrkelse af et vigtigt biologisk kvalitetselement. I flere vandområder udplantes ca. 3 ha/år igennem planperioden og indsatsen vurderes primært i relation til forbedring af arealdækning og dybdeudbredelse (og dermed målopfyldelse jf. GØT) og N/P immobilisering.

Appendiks A. Potentialekort for tang som marint virkemiddel

Michael Bo Rasmussen, Helge Juul Schou, Teis Boderskov og Annette Bruhn

Kriterier for beregninger, kort, GIS-filer og tabeller

Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at ekstrapolere potentialerne for fjernelse af N og P for sukkertang fra de tre vandområder, der er beskrevet i virkemiddelkataloget (Bruhn et al. 2020), fordi vi endnu ikke har en færdig og verificeret rumlig model, der kan koble vækst, miljøforhold og NP-fjernelse.

For at beregne virkemiddelpotentialet (potentiale for fjernelse af N og P) for sukkertang i de danske vandområder kræves en rumlig model, der tager højde for sukkertangs vækst, tørstofindhold og indhold af N og P, i relation til miljøvariable som salinitet, tilgængelighed af næringsstoffer (N og P), lys og temperatur – og interaktioner mellem vækst og de sæsonmæssige variationer i de nævnte miljøvariable i danske farvande. Aarhus Universitet arbejder i øjeblikket på at udvikle og teste en rumlig model, der er tilpasset danske farvande. Modellen bygger dels på vækstmodeller med inspiration fra internationale studier (Broch et al. 2019; Broch and Slagstad 2012; van der Molen et al. 2018; Venolia et al. 2020), og på FLEXEM-modellen, som bl.a. er anvendt til at estimere vækst og NP-fjernelsespotentiale for muslingeopdræt (Larsen et al. 2020; Holbach et al. 2020). Modellen udarbejdes som led i projektet Økotang, som afsluttes i 2021.

Idet den rumlige FLEXEM-model, der kobler produktionspotentiale og NP-fjernelse ved dyrkning af sukkertang i danske farvande ikke er færdigudviklet og testet, er estimerne for sukkertangs virkemiddelpotentiale i denne rapport udelukkende baseret på sukkertangs produktionspotentiale i forhold til den mest fundamentale vækstparameter – saltholdighed. Fordi sukkertangs indhold af N og P varierer med en faktor 10 i tid og rum i danske farvande, vil produktionspotentialet ikke reelt afspejle virkemiddelpotentialet. I næringsrige vandområder som f.eks. Limfjorden vil produktionspotentialet underestimere N-fjernelsen, pga. høje N koncentrationer i tangen, mens det højere produktionspotentiale i åbne områder i Kattegat vil overestimere N fjernelsen i denne type vandområder pga. relativt lave vævskoncentrationer af N i sukkertang dyrket i mere åbne næringsfattige havområder (Bruhn et al. 2020; Boderskov et al. 2021a).

Idet denne rapport er udarbejdet forud for færdiggørelse og verificering af den rumlige model for sukkertangs vækst, produktions- og NP-fjernelsespotentiale, er beregninger, kort, GIS-filer og tabeller relateret til produktionspotentialet af sukkertang i danske farvande i det følgende et foreløbigt, forsimplet estimat udelukkende baseret på følgende kriterier:

1. Salinitet, som den primære begrænsende faktor for vækst og dermed produktionspotentiale i danske farvande.
2. En hav-baseret dyrkningsperiode på 7 måneder fra oktober til maj.
3. Placering af dyrkningslinerne i de øverste 0-3 m af vandsøjlen.

Der er i denne rapport, og de tilhørende kort, tabeller og GIS-filer, ikke beregnet NP-fjernelsespotentialet for sukkertang, og ikke taget højde for konkurrerende aktiviteter på havet, så som sejlad, fiskeri, råstofindvinding, eller naturbeskyttelse og ålegræsområder mm. som kan have

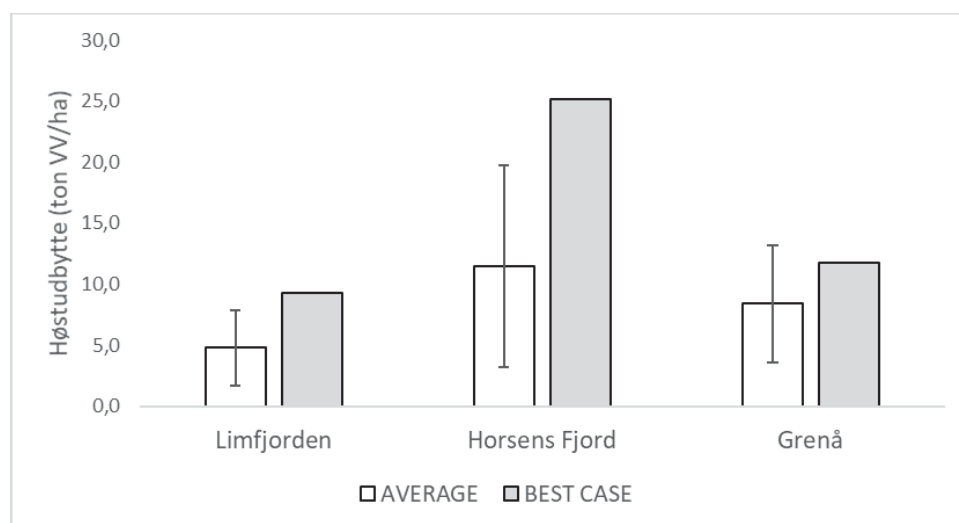
indflydelse på arealanvendelsen inden for de enkelte vandområder. Dette medfører, at de beregnede arealer skal ses som bruttoarealer/potentielle arealer, som er velegnede til produktion af sukkertang, og at arealerne kan blive reduceret i omfang, når de andre aktiviteter i vandområderne skal tilgodeses f.eks. i forbindelse med en forvaltning af de marine arealer som led i processen omkring havplanen.

Produktionspotentialet af sukkertang i danske vandområder

Sukkertang (*Saccharina latissima*) er den eneste tangart, der dyrkes i større mængder i havet i Danmark. Sukkertang dyrkes kommercielt til konsum og foder. Sukkertang optager og indbygger næringsstoffer fra det omgivende vand i sin biomasse under væksten. Ved dyrkning og efterfølgende høst af tang fjernes derved kvælstof (N) og fosfor (P) fra det marine miljø.

Normalt foregår den hav-baserede fase af produktion over en periode på ca. 7 måneder fra oktober til maj. Den traditionelle metode til dyrkning af sukkertang er dyrkning på liner (Boderskov et al. 2021a; Bruhn et al. 2020).

Produktionspotentialet af sukkertang er undersøgt over en årrække i tre forskellige vandområder i Danmark: Limfjorden, Horsens yderfjord og Kattegat ud for Grenå (Figur 1) (Boderskov et al. 2021a; Nielsen 2015; Bruhn et al. 2016; Marinho et al. 2015). Med de nuværende produktionsmetoder ligger produktionspotentialet på $8,2 \pm 5,4$ ton vådvægt (vv) $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, bergenet på baggrund af et gennemsnit for Limfjorden, Horsens Fjord og Kattegat på henholdsvis $4,8 \pm 3,1$; $11,4 \pm 8,3$ og $8,4 \pm 4,8$ ton vv $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ (Bruhn et al. 2020). Best Case Scenario beregninger, der tager højde for optimering af høstudbyttet i de enkelte områder baseret på nuværende erfaringer estimerer produktionspotentialet til $15,4$ ton vv $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, med henholdsvis $9,3$; $25,2$ og $11,8$ ton vv $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ i Limfjorden, Horsens Fjord og Kattegat (Bruhn et al. 2020).



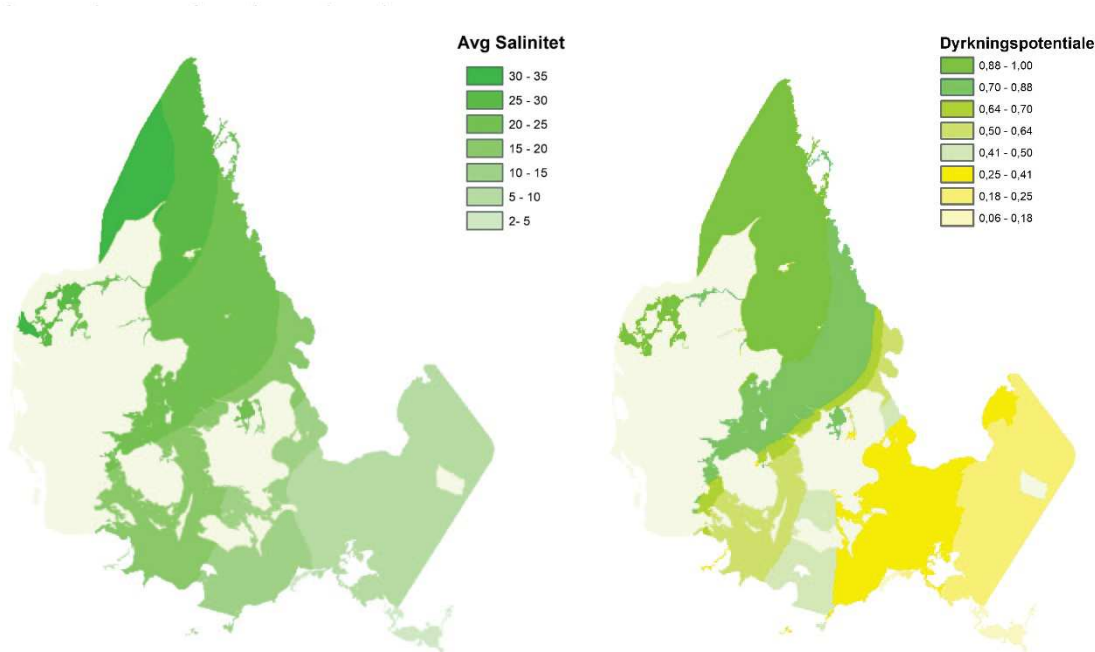
Figur A.1. Høstudbytte fra tre dyrkningsområder i danske farvande: Limfjorden, Horsens Fjord og Kattegat ud for Grenå. De hvide søjler viser gennemsnit fra forskellige dyrknings sæsoner (gennemsnit \pm SD), mens de grå søjler viser Best Case scenarier, hvor høstudbyttet er optimeret ved timing af udsætning af spireliner og høsttidspunkt. Tallene er baseret på faktisk høstudbytte pr. m line og antagelsen, at der kan høstes tilsvarende på 5000 m line pr ha (Bruhn et al. 2020).

Den mængde N og P, der fjernes ved tangdyrkning, afhænger af høstudbyttet (vådvægt), tørstofindhold og N og P indholdet af den høstede tang. Idet både N og P og tørstofindholdet varierer betydelig over året og mellem lokaliteter, vil N og P fjernelsen afhænge af høsttidspunktet og dyrkningsområdet (Bruhn et al. 2016; Zhang and Thomsen 2019). Baseret på dyrkningsresultater fra Limfjorden, Horsens Fjord og Grenå i årene 2011-2019 kan den gennemsnitlige kvælstof fjernelse ved tangdyrkning beregnes op til 47,3 kg N pr. ha. Den tilsvarende fjernelse af fosfor er beregnet op til 5,2 kg P pr. ha (Bruhn et al. 2020).

Salinitet

I danske farvande kontrolleres saliniteten overordnet af mødet mellem høj-salint vand fra Nord-søen og lav-salint vand fra Østersøen (Figur A.2.a). Herudover kontrollerer meteorologien positionen af skillelinjen mellem høj- og lavsalint vand. På mindre skala kystnært og i fjordsystemer er saliniteten styret af en mængde andre faktorer f.eks. lokale ferskvandskilder, der ikke er taget højde for i kort og tabeller i denne rapport. I forbindelse med evaluering af dyrkningspotentiale i Norge for sukkertang har Broch et al. (2019) foreslået en ligning, der beskriver saltindholdets effekt på væksten for sukkertang, hvor, f_{salinity} = salinitetens effekt på vækst, S = saliniteten (‰). Ligningen foreskriver, at et saltindhold >25 ‰ er optimalt for væksten, hvorefter et reduceret saltindhold påvirker væksten negativt i forskellig grad. Ud fra ligningen vil et saltindhold på under 16 ‰ dermed reducere væksten med 50 %. Overfører man dette index til danske forhold fås følgende rumlige fordeling af "egnetheden" i de danske farvande (figur A.2.b).

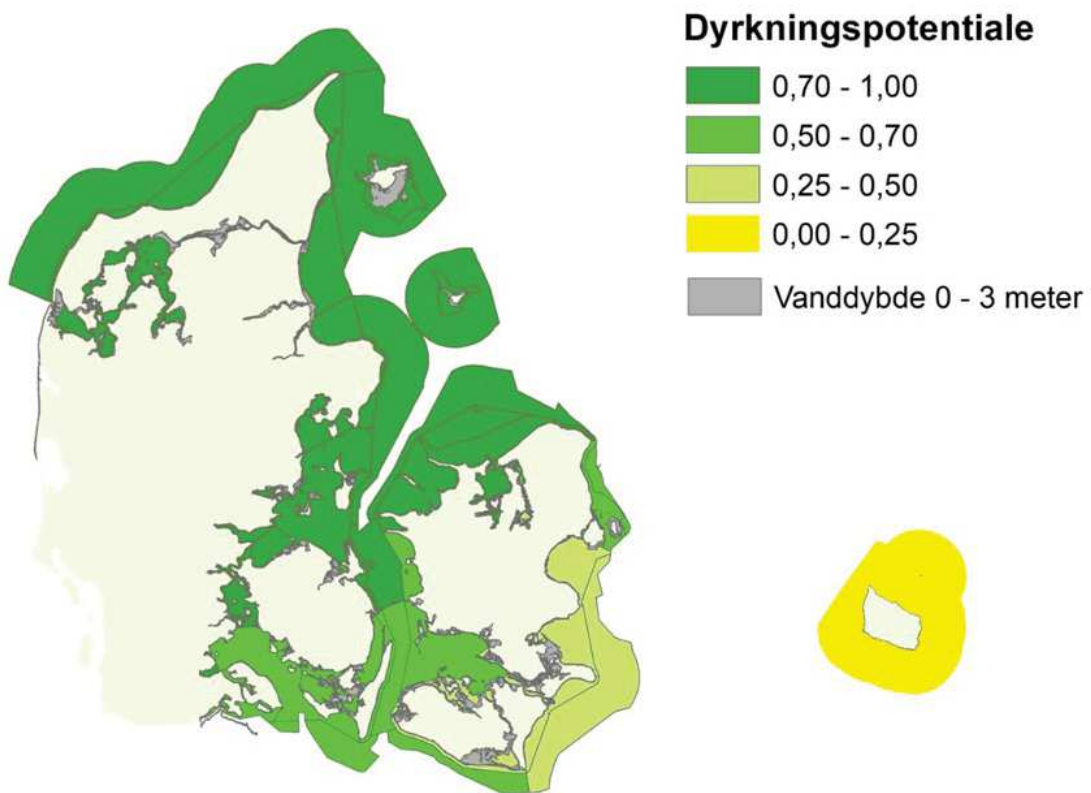
$$f_{\text{salinity}} = \begin{cases} 1, & \text{for } S \geq 25 \\ 1 + \frac{S-25}{18}, & \text{for } 16 \leq S < 25 \\ \frac{S}{32}, & \text{for } 0 \leq S < 16 \end{cases}$$



Figur A.2. a) Saltholdigheden i de danske farvande i de øverste 2 m af vandsøjlen som gennemsnit fra 2010-2017 i månederne oktober-april (baseret på NOVANA-data), og b) Produktionspotentiale af sukkertang i danske farvande på en skala 0 -1, hvor 1 = optimal produktion (100%) baseret på den gennemsnitlige salinitet 2010-2017 i månederne oktober-april, baseret på Broch et al 2019.

I figur A.3 er angivet de enkelte vandområdes produktionspotentiale for sukkertang på baggrund af saliniteten på en skala fra 0-1, svarende til 0-100 % af det optimale produktionspotentiale. Områder med vanddybder fra 0-3 meter er ikke inkluderet, da det skønnes at være for lavvandet til tangdyrkning i større skala.

Det er vigtigt at påpege, at der i de områder, der her er klassificeret som mindre egnede til dyrkning af sukkertang forekommer naturlige bestande af sukkertang. Dette skyldes, at saliniteten ofte er højere på havbunden, hvor de naturlige bestande af sukkertang vokser, end i de øverste vandlag, hvor tangdyrkingen foregår. Endvidere forekommer der områder med upwelling, hvor næringsstoffer og vand med en højere salinitet strømmer op fra bundvandet til overfladevandet. En vurdering af vækstpotentialet i disse områder kræver en rumlig model med inddragelse af områdets hydrologi.



Figur A.3. Danske vandområder med angivelse af produktionspotentialet for sukkertang på en skala fra 0-1, svarende til 0-100% af det maksimale potentiale. Vanddybder fra 0-3 m er ikke inkluderet (grå), da de skønnes at være for lavvandede til produktion i større skala.

Øvrige miljøfaktorer med indflydelse på produktionspotentiale

Salinitetens effekt på produktionen vil påvirke det forventede udbytte i samspil med en lang række andre faktorer, som en fuld rumlig model vil inkludere (som tidligere beskrevet). Produktionspotentialet baseret udelukkende på saliniteten skal derfor vurderes med dette forbehold.

Lys og dybde

Dyrkningen af sukkertang foregår normalt fra 0-3 m's dybde og selv om produktionspotentialet typisk aftager med dybden vurderer vi, at lysforholdene fra oktober til april ikke er afgørende for hvorvidt en produktion af sukkertang i det øverste vandlag af de enkelte vandområder er mulig, men at lyset, afhængig af vandets klarhed, har indflydelse på produktionens størrelse.

Temperatur

Mht. temperatur er væksten af sukkertang optimal mellem 5-15 °C, og aftager ved temperaturer under 5 °C og over 20 °C (Fortes and Luning 1980; Gerard et al. 1987; Nepper-Davidsen et al. 2019; Davison and Davison 1987). Idet den fase, hvor sukkertangen vokser i havet er fra oktober til april, vil vandtemperaturen typisk være indenfor dette interval. Derfor forventes ikke, at temperaturen vil påvirke de enkelte vandområdes potentiale for dyrkning af sukkertang, men omvendt heller ikke udelukke, at temperaturforskelle mellem vandområder kan have betydning for det endelige udbytte.

Næringsstoffer

Tilsvarende forholder det sig med koncentrationerne af makronæringsstoffer, N og P, som nok kan være begrænsende for produktionens størrelse i de enkelte vandområder, men ikke for muligheden for tangdyrkning. Afhængig af tilgængeligheden af N og P kan vævsindholdet i sukkertangen variere med en faktor 10, og derfor påvirke NP fjernelsespotentialet væsentligt (Bruhn et al. 2020).

Litteratur

Bartsch I, Wiencke C, Bischof K, Buchholz CM, Buck BH, Eggert A, Feuerpfeil P, Hanelt D, Jacobsen S, Karez R, Karsten U, Molis M, Roleda MY, Schubert H, Schumann R, Valentin K, Weinberger F, Wiese J (2008) The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43 (1):1-86.

Boderskov T, Nielsen MM, Rasmussen MB, Balsby TJS, Macleod A, Holdt SL, Sloth JJ, Bruhn A (2021b) Effects of seeding method, timing and site selection on the production and quality of sugar kelp, *Saccharina latissima*: a Danish case study. *Algal Research* 53: 102160.

Broch OJ, Alver MO, Bekkby T, Gundersen H, Forbord S, Handå A, Skjermo J, Hancke K (2019) The Kelp Cultivation Potential in Coastal and Offshore Regions of Norway. 5 (529). doi:10.3389/fmars.2018.00529

Broch OJ, Slagstad D (2012) Modelling seasonal growth and composition of the kelp *Saccharina latissima*. *J Appl Phycol* 24 (4):759-776. doi:10.1007/s10811-011-9695-y

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.

Davison IR, Davison JO (1987) The effect of growth temperature on enzyme activities in the brown alga *Laminaria saccharina*. British Phycological Journal 22 (1):77-87.
doi:10.1080/00071618700650101

Fortes MD, Luning K (1980) Growth-Rates of North-Sea Macroalgae in Relation to Temperature, Irradiance and Photoperiod. Helgolander Meeresunters 34 (1):15-29.

Gerard VA, Dubois K, Greene R (1987) Growth responses of 2 *Laminaria saccharina* populations to environmental variations Hydrobiologia 151:229-232. doi:10.1007/bf00046134

Holbach A, Maar M, Timmermann K, Taylor D (2020) A spatial model for nutrient mitigation potential of blue mussel farms in the western Baltic Sea. Science of The Total Environment 736:139624 doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139624>

Larsen J, Mohn C, Pastor A, Maar M (2020) A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters. PLOS ONE 15 (4):e0231193. doi:10.1371/journal.pone.0231193

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

Nepper-Davidsen J, Andersen DT, Pedersen MF (2019) Exposure to simulated heatwave scenarios causes long-term reductions in performance in *Saccharina latissima*. Marine Ecology Progress Series 630:25-39.

Nielsen MM (2015) Cultivation of large brown algae for energy, fish feed and bioremediation. PhD thesis Aarhus University Department of Bioscience Denmark 170 pp.

van der Molen J, Ruurdij P, Mooney K, Kerrison P, O'Connor NE, Gorman E, Timmermans K, Wright S, Kelly M, Hughes AD, Capuzzo E (2018) Modelling potential production of macroalgae farms in UK and Dutch coastal waters. Biogeosciences 15 (4):1123-1147. doi:10.5194/bg-15-1123-2018

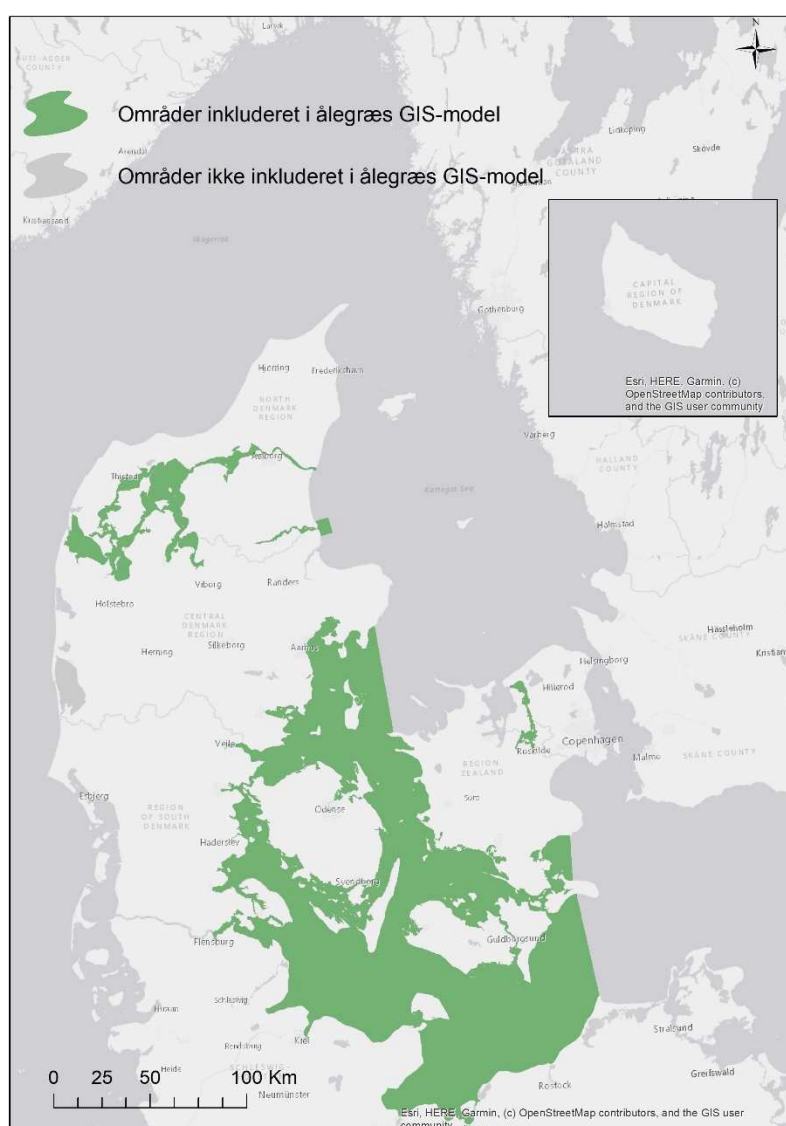
Venolia CT, Lavaud R, Green-Gavrielidis LA, Thornber C, Humphries AT (2020) Modeling the Growth of Sugar Kelp (*Saccharina latissima*) in Aquaculture Systems using Dynamic Energy Budget Theory. Ecological Modelling 430:109151
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109151>

Zhang X, Thomsen M (2019) Biomolecular Composition and Revenue Explained by Interactions between Extrinsic Factors and Endogenous Rhythms of *Saccharina latissima*. *Marine Drugs* 17 (2):107.

Appendiks B: Potentiale for ålegræstransplantering

SDU har udviklet udkast til et groft GIS-baseret screenings værktøj til områder med potentiale til ålegræs transplantationer (med brug af skudtransplantationer teknik). Værktøjet, er baseret på samlet viden fra og har brugt nogle af de samme tematiske lag som er præsenteret i Flindt (2016, Tabel 1). Endvidere er der justeret på DIN-tærskelværdien, idet den sidste SDU-analyse baseret på ca. 35 småskala-transplantationer over DIN-gradienten i fjorde er inkluderet i analysen.

GIS-værktøjet blev efterfølgerne kørt med DHI's Vandplanssimuleringsresultater. Dette har dog ikke været muligt i alle vandområder, idet alle lag ikke var tilgængelige (Figur B.1).



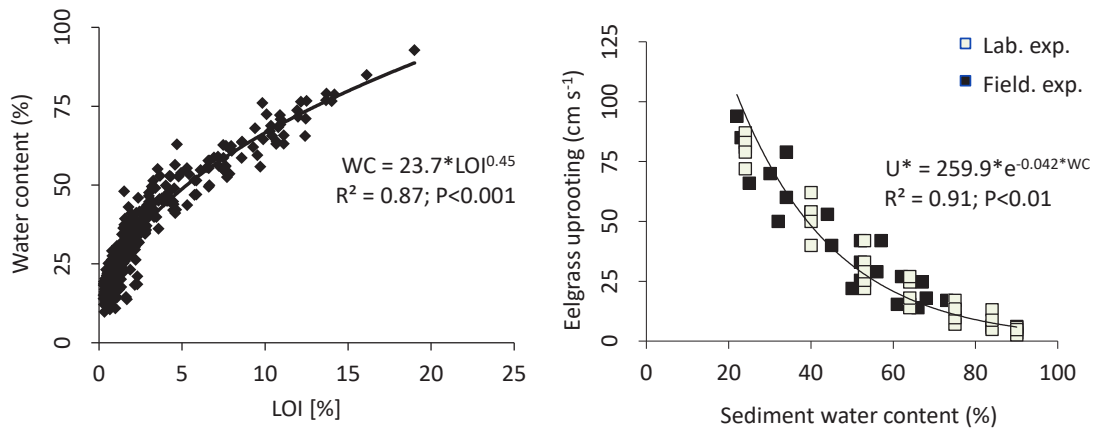
Figur B.1. Oversigt over områder, som er dækket af DHI's vandplansmodeller og som efterfølgende er anvendt i GIS-analysen til identificering af egnede lokaliteter til ålegræstransplantation. Områder som indgår i GIS-analysen er markeret med grøn.

Tabel B.1. De individuelle presfaktorer og deres tærskelværdier fra Flindt et al 2016 og det nye ålegræs transplantationer GIS-værktøj. I grå farver alle parameter inkluderet i Flindt et al. 2016, men indgår ikke i denne analyse. DIN-tærskelværdien har være opdaterede fra Flindt et al 2016.

| Parameter (GIS lag) | Enhed | Ålegræstransplantationpotential | | | | |
|---------------------|------------------------------------|---------------------------------|---------------------|-----------|-----------|------------|
| | | Ringe | Dårlig | begrænset | Godt | Optimalt |
| T_{wc} | N m ⁻² | >1 | 0,7-1 | 0,5-0,7 | 0,2-0,5 | 0-0,2 |
| Sediment LOI | % | >10 | 5-10 | 2-5 | 1-2 | 0-1 |
| DIN * | µg N l ⁻¹ | >150 | 75-150 | 40-75 | 25-40 | 0-25 |
| DIP | µg P l ⁻¹ | >30 | 15-30 | 10-15 | 5-10 | 0-5 |
| Resuspension | Frekvens | >Daglige | Daglige | Månedlige | Halvårlig | <Halvårlig |
| Bentiske lys | µE m ⁻² s ⁻¹ | 0-100 | 100-200 | 200-300 | 300-400 | >400 |
| Dybde | m | <0,5 | 0,5-1 | 1-1,5 | 1,5-2 | >2 |
| O2 begrænsning | Periode | 3 Uge ⁻¹ | 2 Uge ⁻¹ | ugentlig | Månedlige | <Månedlige |
| Op. Macroalger | gC m ⁻² | >26 | 13 | 10 | 6 | <2 |
| ikke-op. Macroalger | gC m ⁻² | >26 | 13 | 10 | 6 | <2 |
| Sandorm | gWW m ⁻² | >50 | 40 | 25 | 10 | <9 |
| Ålegræs | gC m ⁻² | <3 | <7 | <14 | <28 | >28 |

Det er her vigtigt at pointere, at SDU normalt anbefaler og selv gennemfører en længere suite af aktiviteter inden der igangsættes omkostningstunge virkemiddelaktiviteter (sand-capping og ålegræsrestaurering). Disse model-GIS-baserede potentialekort er blot første step i denne analytiske udvælgelsesproces. Model/GIS-resultaterne vil derfor normalt ikke stå alene, og disse skal derfor behandles med ordentlige faglige forbehold.

Én af de helt centrale parametre i GIS-modellen er sedimenternes indhold af organisk materiale (LOI), som bl.a er afgørende for ålegræssets forankringsevne. I analysen af bundforholdene indgår sedimentpuljer af det organiske materiale og/eller den specifikke våde masse af sedimentet (Wet bulk density). Ved LOI-værdier under 2%, understøtter sedimentforholdene gode retableringsforhold, mens værdier mellem 2-5% LOI udgør tærskelværdien for naturlig retablering af ålegræs, mens transplanterede skud med anker vil kunne retableres ved LOI værdier op til 5%. Ved højere LOI-værdier er bundforholdene så mudrede, at sedimentet har tabt forankringskapacitet for ålegræs (figur B2 Canal-Vergés 2021).



Figur B.2. Sammenhængen mellem LOI og Vandindhold (venstre) og forankrings-kapaciteten for ålegræs fra rent sand (20% vandindhold) til flydende mudder (90% vandindhold) målt i felten og laboratoriet.

Litteratur

Flindt, MR, Rasmussen, EK, Valdemarsen, T, Erichsen, AC, Kaas, H & Canal-Vergés, P 2016, 'Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries' Ecological Modelling, vol. 338, pp. 122-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.07.005>

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk