

# Ålegræstransplantering og tangdyrkning som marine virkemidler: Potentialer, effekter og juridiske aspekter

Karen Timmermann (red.)

DTU Aqua-rapport nr. 457-2024





# Ålegræstransplantering og tangdyrkning som marine virkemidler: Potentialer, effekter og juridiske aspekter

Opsummering af hovedresultater fra projektet ”Udviklingsinitiativer for Marine Virkemidler”

Karen Timmermann<sup>1</sup>(red.), Alina Mostovaya<sup>4</sup>, Anders Barnewitz<sup>2</sup>, Anders Erichsen<sup>3</sup>, Anders H. Petersen<sup>2</sup>, Andreas Holbach<sup>4</sup>, Annette Bruhn<sup>4</sup>, Benjamin Nielsen<sup>2</sup>, Daniel Taylor<sup>1</sup>, Flemming T. Hansen<sup>1,3</sup>, Frederik H. Hansen<sup>2</sup>, Freja Christiansen<sup>4</sup>, Helle Tegner Anker<sup>5</sup>, Jesper Christensen<sup>4</sup>, Johnna Holding<sup>4</sup>, Lasse Baaner<sup>5</sup>, Line Hermannsen<sup>1</sup>, Lærke W. Callisen<sup>6</sup>, Mette Møller Nielsen<sup>1</sup>, Mia Gommesen<sup>2</sup>, Mikkel K. Lees<sup>2</sup>, Mogens R. Flindt<sup>2</sup>, Niels Holst<sup>7</sup>, Paula Canal-Vergés<sup>2</sup>, Peter Søndergaard Schmedes<sup>1</sup>, Rasmus A. Kjær<sup>2</sup>, Rune C. Steinfurth<sup>2</sup>, Sanjina Upadhyay Stæhr<sup>4</sup>, Sidsel Gurholt Pedersen<sup>4</sup>, Sidsel Juul Vinbæk<sup>4</sup>, Steen Gyldenkærne<sup>6</sup>, Søren Stig Andersen<sup>5</sup>, Teis Boder-skov<sup>4</sup>, Thor S. Jørgensen<sup>2</sup>, Timi L. Banke<sup>2</sup>, Trine A. Andersen<sup>6</sup> og Trine C. Larsen<sup>3</sup>

<sup>1</sup> DTU Aqua, DTU

<sup>2</sup> Biologisk Institut, SDU

<sup>3</sup> DHI Group

<sup>4</sup> Institut for Ecoscience, AU

<sup>5</sup> IFRO, KU

<sup>6</sup> Institut for Miljøvidenskab, AU

<sup>7</sup> Institut for Agroøkologi, AU

## Kolofon

Titel:	Ålegræstransplantering og tangdyrkning som marine virkemidler: Potentialer, effekter og juridiske aspekter. Opsummering af hovedresultater fra projektet "Udviklingsinitiativer for Marine Virkemidler"
Forfattere:	Karen Timmermann <sup>1</sup> (red.), Alina Mostovaya <sup>4</sup> , Anders Barnewitz <sup>2</sup> , Anders Erichsen <sup>3</sup> , Anders H. Petersen <sup>2</sup> , Andreas Holbach <sup>4</sup> , Annette Bruhn <sup>4</sup> , Benjamin Nielsen <sup>2</sup> , Daniel Taylor <sup>1</sup> , Flemming T. Hansen <sup>1,3</sup> , Frederik H. Hansen <sup>2</sup> , Freja Christiansen <sup>4</sup> , Helle Tegner Anker <sup>5</sup> , Jesper Christensen <sup>4</sup> , Johnna Holding <sup>4</sup> , Lasse Baaner <sup>5</sup> , Line Hermannsen <sup>1</sup> , Lærke W. Callisen <sup>6</sup> , Mette Møller Nielsen <sup>1</sup> , Mia Gommesen <sup>2</sup> , Mikkel K. Lees <sup>2</sup> , Mogens R. Flindt <sup>2</sup> , Niels Holst <sup>7</sup> , Paula Canal-Vergés <sup>2</sup> , Peter Søndergaard Schmedes <sup>1</sup> , Rasmus A. Kjær <sup>2</sup> , Rune C. Steinfurth <sup>2</sup> , Sanjina Upadhyay Stæhr <sup>4</sup> , Sidsel Gurholt Pedersen <sup>4</sup> , Sidsel Juul Vinbæk <sup>4</sup> , Steen Gyldenkærne <sup>6</sup> , Søren Stig Andersen <sup>5</sup> , Teis Boderskov <sup>4</sup> , Thor S. Jørgensen <sup>2</sup> , Timi L. Banke <sup>2</sup> , Trine A. Andersen <sup>6</sup> og Trine C. Larsen <sup>3</sup>
	<sup>1</sup> DTU Aqua, DTU <sup>2</sup> Biologisk Institut, SDU <sup>3</sup> DHI Group <sup>4</sup> Institut for Ecoscience, AU <sup>5</sup> IFRO, KU <sup>6</sup> Institut for Miljøvidenskab, AU <sup>7</sup> Institut for Agroøkologi, AU
DTU Aqua-rapport nr.:	457-2024
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet april 2024. Rapporten er udgivet juni 2024
Reference:	Timmermann K, red. (2024). Ålegræstransplantering og tangdyrkning som marine virkemidler: Potentialer, effekter og juridiske aspekter. Opsummering af hovedresultater fra projektet "Udviklingsinitiativer for Marine Virkemidler. DTU Aqua-rapport nr. 457-2024. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 30 pp. + bilag. <a href="https://doi.org/10.11581/dtu.00000330">https://doi.org/10.11581/dtu.00000330</a>
Kvalitetssikring:	Rapporten er fagfællebedømt/kvalitetssikret af projektgruppen
Forsidefoto:	Grafisk værksted, Aarhus Universitet
Udgivet af:	Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, Henrik Dams Allé, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	<a href="http://www.aqua.dtu.dk/publikationer">www.aqua.dtu.dk/publikationer</a>
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-393-4

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

# Forord

Denne rapport opsummerer hovedresultaterne fra forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", der er besluttet og finansieret af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 2021 og udmøntet via Miljøstyrelsen. Projektet skal danne grundlag for beslutning om, og i givet fald hvordan de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang" kan anvendes i vandplanlægningen til at opsamle næringsstoffer og/eller opnå andre positive miljøeffekter, som kan bidrage til hurtigere opnåelse af god økologisk tilstand i danske kystvandområder i overensstemmelse med vandrammedirektivet.

Forskningsprojektet og nærværende opsummerende rapport er ledet af DTU Aqua ved projektleder Karen Timmermann og udført i samarbejde med Syddansk Universitet (SDU), Københavns Universitet (KU), Aarhus Universitet (AU) og DHI. Rapporten er en del af rapportserien "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", som udover den opsummerende rapport omfatter en række baggrundsrapporter med videnskabelig dokumentation for projektets resultater.

Baggrundsrapporterne i serien udgives i løbet af 2024 og udgøres af:

- En dybdegående projektsynteserapport.
- Vidensyntese om ålegræstransplantering.
- Videnssyntese om tangdyrkning.
- Rapporten "Muligheder for at indregne marine virkemidler i den nationale drivhusgasopgørelse".
- Rapporten "Retlige rammer for marine virkemidler og marin natur".
- Arbejdspakkerapporter med videnskabelig dokumentation for resultaterne fra hver af projektets centrale faglige arbejdsopgaver omhandlende "Ålegræstransplantering", "Dyrkning af suk kertang" og "Modellering af virkemiddeleffekter".

Miljøstyrelsen har haft rapportudkast til kommentering undervejs i projektgruppens arbejde, men valg af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar.

# Indholdsfortegnelse

Forord.....	3
Introduktion .....	5
1. Ålegræstransplantering som marint virkemiddel.....	6
1.1 Opsummering af resultater vedr. ålegræstransplantering som marint virkemiddel.....	6
1.2 Anvendelsespotentialer for ålegræstransplantering .....	8
1.3 Ålegræstransplantering til kvælstofimmobilisering ("N-virkemiddel").....	10
1.4 Effekt af ålegræstransplantering i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT).....	11
1.5 Effekt af ålegræstransplantering ift. Danmarks klimaregnskab ("Klimavirkemiddel").....	12
1.6 Øget biodiversitet som følge af ålegræstransplantering .....	13
1.7 Økonomiske aspekter ved ålegræstransplantering .....	14
1.8 Juridiske aspekter ved ålegræstransplantering .....	15
2. Dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel .....	18
2.1 Opsummering af resultater vedr. tangdyrkning som virkemiddel.....	18
2.2 Potentiale for tangproduktion i danske farvande .....	20
2.3 Næringsstoffjernelse ved tangdyrkning og høst ("N-virkemiddel").....	22
2.4 Effekt af tangdyrkning i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT).....	23
2.5 Effekt af tangdyrkning i forhold til Danmarks klimaregnskab ("Klimavirkemiddel") .....	24
2.6 Andre effekter ved tangdyrkning .....	25
2.7 Økonomiske aspekter .....	26
2.8 Juridiske aspekter .....	26
Referencer.....	29
Appendix A: Egnede transplanteringspotentialer for ålegræs i de enkelte vandområder .....	31

# Introduktion

Danske kystvande har ikke opnået miljømålet og som en del af den tredje vandområdeplan (VoP2021-2027) er der fastlagt indsatser, i form af landbaserede virkemidler til reduktion af næringsstofudledningen, som skal bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand (GØT). Landbaserede virkemidler, er karakteriseret ved, at de reducerer udledninger af næringsstoffer (N og P) fra land til det akvatiske miljø og de omfatter bl.a. efterafgrøder, udtag af lavbundsjord, minivådområder osv. Selv når disse virkemidler er implementeret, som forudsat i VoP2021-2027, vil der imidlertid gå en række år før den fulde miljøeffekt er slået igennem i kystvandene og det er derfor ikke muligt, inden for tidsrammen af den tredje planperiode, at opnå GØT i danske kystvande.

Marine virkemidler, er karakteriserede ved at være placeret i det marine miljø og de kan fungere som redskaber til at modvirke og reducere eutrofiering og andre menneskeskabte negative påvirkninger af marine økosystemer (Duarte og Krause-Jensen 2018; Timmermann m.fl. 2016b). Selvom både terrestriske og marine virkemidler har til formål at bidrage til opnåelse af GØT i de marine vandområder, er der flere grundlæggende forskelle, som betyder, at man ikke umiddelbart kan sammenligne deres effekter. En væsentlig forskel mellem landbaserede og marine virkemidler er, at de landbaserede virkemidler reducerer tilførslen af næringsstoffer til recipienten hvorimod de marine virkemidler kan bidrage til at afhjælpe effekter af eutrofiering ved i et vist omfang at binde eller fjerne næringsstoffer i recipienten. De marine virkemidler kan derfor alene supplere de landbaserede virkemidler. En anden væsentlig forskel er, at marine virkemidler ikke kun binder/fjerner næringsstoffer tilført fra land, men også næringsstoffer, der kommer fra sediment, atmosfære eller andre marine områder og de har dermed en effekt på den interne belastning i fjorde og kystnære områder. Den interne belastning vil automatisk blive reduceret, når næringsstofkilder til et vandområde reduceres, men det kan tage lang tid. Her kan de marine virkemidler bidrage til en hurtigere forbedring af miljøtilstanden. I nogle tilfælde kan marine virkemidler være en forudsætning for opnåelse af god økologisk tilstand, fordi de skader, som er sket på vandmiljøet, ikke er reversible uden brug af marine virkemidler. Miljøeffekterne af hhv. landbaserede virkemidler og marine virkemidler er således ikke direkte sammenlignelige.

Som en del af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 4. oktober 2021, blev det aftalt at igangsætte "udviklingsinitiativer for marine virkemidler (f.eks. ålegræs og tang), der som supplement til de landbaserede, kan bidrage til hurtigere opnåelse af god økologisk tilstand i marine vandområder". Forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", blev igangsat af Miljøstyrelsen og har som overordnet formål at tilvejebringe viden om de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang", som kan udgøre beslutningsgrundlag for evt. anvendelse af disse virkemidler som supplement til landbaserede virkemidler til opnåelse af god økologisk tilstand i kystvandområder.

Dette notat opsummerer hovedresultaterne fra forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for Marine Virkemidler" med fokus på de marine virkemidler "transplantering af ålegræs" og "dyrkning af sukker-tang" og deres effekter ift. opnåelse af Vandrammedirektivets målsætning om god økologisk tilstand.

Den videnskabelige dokumentation, herunder metodebeskrivelse mm, der ligger bag projektets resultater, publiceres i selvstændige rapporter i løbet af 2024.

# 1. Ålegræstransplantering som marint virkemiddel

Ålegræstransplantering, hvor ålegræsskud høstes fra vilde donorbede og udplantes på egnet nøgenbund, har tidligere været beskrevet som et marint virkemiddel til immobilisering af næringsstoffer og til forbedring af miljøkvalitet (Timmermann et al. 2016; Bruhn et al., 2020, Petersen et al., 2021). Projektet om "udviklingsinitiativer for Marine Virkemidler" har ledt til ny viden om anvendelsespotentialer for ålegræs og omkostninger relateret til transplantering af ålegræs ligesom der er fremkommet ny viden om de miljø- og klimaeffekter, som kan forventes efter en transplantering. I dette afsnit præsenteres den opdaterede viden og data om ålegræs som marint virkemiddel i danske kystvande.

## 1.1 Opsummering af resultater vedr. ålegræstransplantering som marint virkemiddel

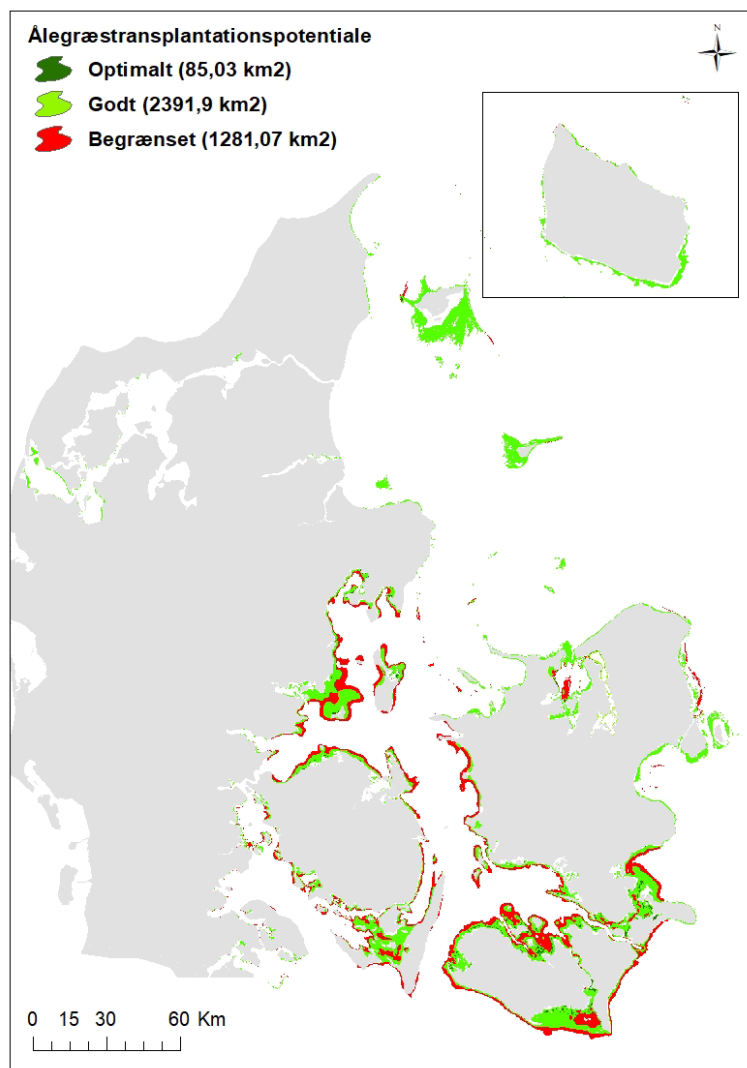
<b>Anvendelsespotentiale</b>	Der er potentiale for ålegræstransplantering i alle vandområder, hvor fysiske, kemiske og biologiske forhold muliggør transplantering. Generelt er potentialer mindst i inderfjorde og større i yderfjorde og ved åbne kyststrækninger. Eksisterende ålegræs og nuværende aktiviteter kan begrænse det potentielt transplanteringsegnede areal betragteligt. <i>In situ</i> undersøgelser er påkrævet for alle lokaliteter før transplantering for at bestemme det reelle potentiale.
<b>Kvælstofreduktion ("N-virkemiddel")</b>	Transplanteret ålegræs binder kvælstof, så det bliver utilgængeligt for fytoplankton. I den initiale tæthedsfase fra transplantering til steady state er opnået (maksimal ålegræstæthed på transplanteringsareal) sker binding af N i levende overjordisk og underjordisk biomasse samt i bladproduktionen. I denne fase, som ved BAT-design er estimeret til 10 år stiger N bindingsraten fra 0 til 65 kg N/ha/år. Efter steady state er det alene bladproduktionen som bidrager til N binding og denne er estimeret til 59 kg N/ha/år i middel. Resultatet er opdateret ift. tidligere estimerer for N-effekt ved ålegræstransplantering. Pga. stor variabilitet er det ikke muligt at kvantificere en eventuel netto N begravelse i ålegræssedimenter.
<b>Effekt i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT)</b>	Ålegræs og andre rodfæstede blomsterplanter er et kvalitetselement og transplantering kan være nødvendig betingelse for reel opnåelse af GØT og/eller til hurtigere opnåelse af GØT pga. langsom naturlig spredning. Modelstudier viser, at transplantering af ålegræs på alle potentielt egnede arealer, lokalt kan reducere klorofyl og forbedre lysforhold. I flere mindre vandområder er der betydelig effekt på vandområdeniveau. Effekt af ålegræs er indregnet i målbelastning og indsatsbehov for de enkelte vandområder, idet det antages, at der "straks" kommer ålegræs, når miljøforhold er egnede. Derfor kan en forventet miljøeffekt pga. ålegræstransplantering ikke umiddelbart omsættes til f.eks. en ændret målbelastning.



<b>Effekt ift. DK-klima-regnskab ("Klimavirkemiddel")</b>	Ændring i C-binding i levende overjordisk og underjordisk ålegræs biomasse samt døde rødder kan medregnes som en "klima" økosystemtjeneste, da det kan betragtes som en permanent og velbestemt C-lagring forårsaget af ålegræstransplantering. Når steady state i det transplanterede areal er opnået (maximal ålegræstæthed), er der ingen yderligere C-binding. Med BAT-transplanteringsdesign er C-bindingsraten i middel på 0,17 ton C/ha/år i 8 år, hvilket svarer til en samlet total C-binding på et transplanteret areal på 1,4 ton C/ha. Pga. stor variabilitet er det ikke muligt at kvantificere en eventuel netto C-begravelse i ålegræssedimenter.
<b>Andre miljøeffekter</b>	Øget biodiversitet, målt som øget artsrigdom, tæthed og biomasse af in- og epifauna i transplanteret ålegræs ift. nøgenbund. Tæthed og biomasse af fisk er også højere i transplanteret ålegræs.
<b>Økonomiske aspekter</b>	Omkostninger til transplantering af ålegræs omfatter omkostninger til hhv. forundersøgelser, selve transplanteringen og den efterfølgende monitoring. Omkostningerne afhænger primært af i hvilken grad arbejdet udføres af frivillige eller professionelle samt om der kræves en båd. Baseret på flere beregningsscenarier er omkostninger til selve transplanteringen estimeret til mellem 152 DKK/ha (uden båd, baseret på frivillige) til 872 DKK/ha (med båd, baseret på professionelle). Dertil kommer forundersøgelser som er estimeret til mellem 137 og 300 DKK/4 testtransekter samt omkostninger til den efterfølgende monitoring, som er estimeret til mellem 30 og 145 DKK.
<b>Juridiske aspekter</b>	Ålegræs er central indikatorart ift. VRD og flere af HDs naturtyper og der er en EU-retlig forpligtelse til aktivt at iværksætte de nødvendige initiativer til opnåelse af god tilstand/gunstig bevaringsstatus. Ålegræstransplantering kan således ses som et led i opfyldelse af disse forpligtelser. Ålegræs som marint virkemiddel kan indgå som en supplerende foranstaltning i VRD indsatsprogrammer, men kan ikke træde i stedet for de grundlæggende foranstaltninger, herunder særligt begrænsning af udledningen af næringsstoffer. Tilladelser til ålegræsudplantning sker i praksis i henhold til kystbeskyttelseslovens § 16 a. Hjemmelsgrundlaget for udplantning kan med fordel tydeliggøres. Der er uklarhed angående den juridiske hjemmel og administrative regulering af høst fra vilde ålegræsbestande, som er nødvendig forud for udplantning. Det bør derfor overvejes, om og på hvilken måde indsamling af ålegræs skal reguleres, f.eks. gennem et tilladelseskrav eller en generel regulering. En styrket områdebaseret beskyttelse af eksisterende forekomster af ålegræs og evt. potentielle ålegræsområder, bør ligeledes overvejes.

## 1.2 Anvendelsespotentialer for ålegræstransplantering

Succesfuld transplantering af ålegræs forudsætter, at ålegræsskud udplantes på sedimenter, hvor miljøforholdene kan understøtte vækst af ålegræs. Baseret på kriterier for transplanterings succes er der foretaget en screening efter lokaliteter i danske kystvandområder, som ud fra fysiske kemiske og biologiske forhold har transplanteringspotentiale (Figur 1.1).



**Figur 1.1:** Kort over danske kystvandområder, hvor der ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier vurderes, at være mulighed for transplantering af ålegræs. Grøn angiver områder som er egnede til transplantering og rød markering er områder hvor forholdene er på grænsen til at være egnede. Kort er lavet ud fra GIS model, kriterier for transplanterings succes og modelgenererede datalag. Eksisterende ålegræs, nuværende aktiviteter og usikkerhed ved datagrundlag kan begrænse transplanteringspotentialet. In situ undersøgelser er nødvendige før en transplantering.

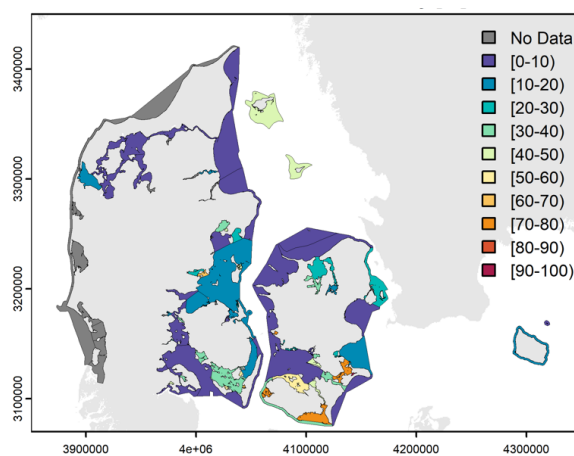
Nuværende aktiviteter som ankerpladser, fiskeri, klapning, råstofindvinding, akvakultur og rekreative aktiviteter kan begrænse det potentielt transplanteringsegnede areal. Scenarier, hvor nuværende aktiviteter fratrækkes det transplanteringsegnede areal, viser hvor der er overlap og potentiel konflikt mellem ålegræstransplantering og nuværende aktiviteter.

Scenarierne er:

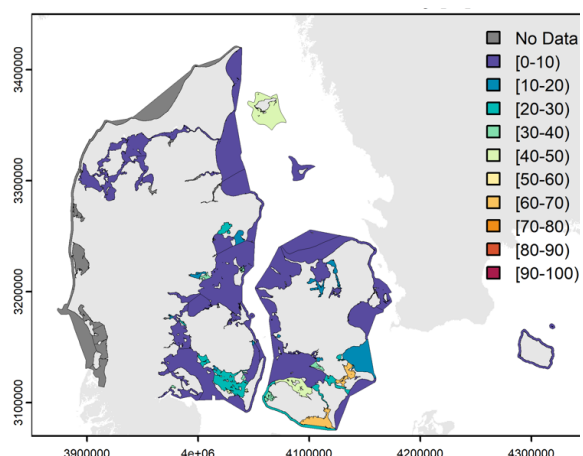
- **Scenarie 1:** Identifikation af lokaliteter, som ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier muliggør ålegræstransplantering. Her kan være overlap med nuværende aktiviteter og eksisterende ålegræs.
- **Scenarie 2:** Identifikation af transplanteringsegnede lokaliteter uden overlap med eksisterende aktiviteter, som potentielt kan være i konflikt med ålegræstransplantering. Her er arealer som i dag anvendes til kommercielle og rekreative aktiviteter udeladt i angivelsen af arealer egnede til transplantering. Det drejer sig om følgende: Ankerpladser, badestrande, broer, bypass-områder, fiskeri med bundtrawl og passivt udstyr, arealer udlagt til klappladser, NOVANA-transekter til ålegræs og makroalger, militære områder og øvelsesområder, råstofindvindingsarealer, havbrug, sejlrender og sejlkorridorer.

Det transplanteringsegnede areal kan også begrænses af eksisterende ålegræs. *In situ* undersøgelser er påkrævet for alle lokaliteter før transplantering, dels for at sikre at miljøforhold understøtter ålegræsvækst og for at sikre, at der ikke er eksisterende ålegræs på lokaliteten.

Resultaterne af screening efter lokaliteter med transplanteringspotentiale viser, at der ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier er potentiale for ålegræstransplantering i alle vandområder (scenarie 1). Generelt er potentialer mindst i inderfjorde og større i yderfjorde og ved åbne kyststrækninger (Figur 1.2a). Når der tages højde for alle nuværende aktiviteter (Scenarie 2), begrænses arealer til ålegræstransplantering betragteligt (Figur 1.2b). For begge scenarier gælder, at eksisterende ålegræs kan begrænse det potentielt transplanteringsegnede areal yderligere idet der ikke kan transplanteres ålegræs til områder, hvor der i forvejen vokser ålegræs. Ofte vil kriterier for transplantering være "skrappere" end de generelle krav for ålegræsvækst, således at man udvælger de arealer som er bedst egnede for vækst af ålegræs. Det betyder også, at arealer til transplantering oftest findes i vandområder, hvor den økologiske tilstand for rodfæstede bundplanter er moderat eller bedre.



**Figur 1.2a (Scenarie 1):** Kort, som viser andel (%) af vandområdeareal, som ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier er vurderet egnet til ålegræstransplantering



**Figur 1.2b (Scenarie 2):** Kort, som viser andel (%) af vandområdeareal, med transplanteringspotentiale og som ikke overlapper med eksisterende aktiviteter.

**Tabel 1.1: Opsummering af egnede transplanteringspotentialer for ålegræs, når der alene tages hensyn til arealer som er fysisk, kemisk og biologisk egnede (scenarie 1) og når nuværende aktiviteter, som vurderes at være i konflikt med transplantering prioriteres, dvs. disse arealer fratrækkes biologisk egnede arealer (scenarie 2). Transplanteringspotentialer er angivet som areal (ha) på nationalt plan og beregnet som andel transplanteringsegnet areal pr. vandområde ift. vandområdets areal. Potentialet for ålegræstransplantering er vurderet i forhold til det samlede areal af de 108 kystvandvandområder, som fremgår af vandområdeplanen 2021-2027(1.928.707 ha). Egnede transplanteringspotentialer for de enkelte vandområder fremgår af bilag 1. Bemærk, at usikkerheden på estimaterne er relativt stor og varierer mellem vandområder afhængig af sikkerheden på de bagvedliggende data.**

Scenarie	Areal med transplanteringspotentialer [ha] på nationalt plan	% transplanteringsegnet areal på nationalt plan [%]	Median værdi for transplanteringsegnet areal pr. vandområde [%]
Scenarie 1: Fysisk, kemisk og biologisk egnede arealer	229419	12 %	14 % (0 %-95 %)
Scenarie 2: Transplanteringsegnede arealer uden overlap med eksisterende aktiviteter	148640	7,7 %	7 % (0 %-63 %)

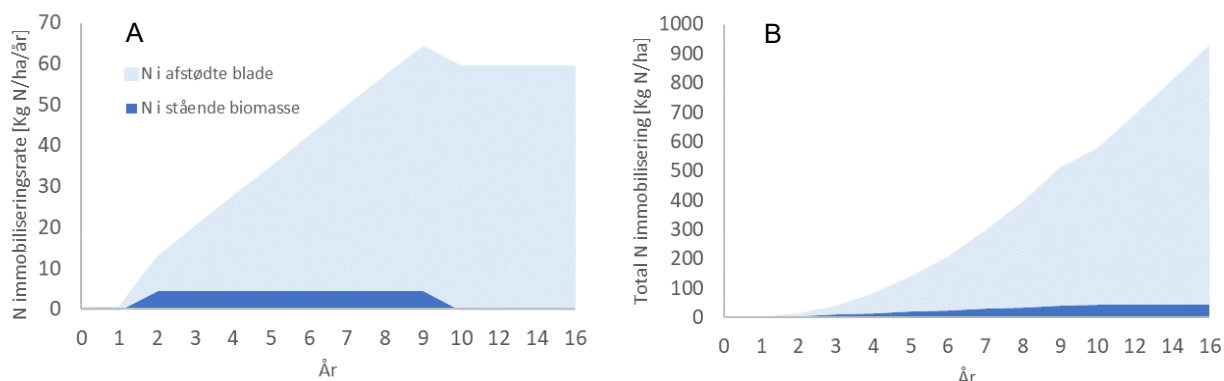
### 1.3 Ålegræstransplantering til kvælstofimmobilisering ("N-virkemiddel")

Ålegræs er en ekstremt produktiv organisme, som under tilvæksten optager næringssalte og indbygger disse i biomassen. Dette yder en betydelig økosystemtjeneste i form af en direkte reduktion af kvælstof og fosfor, samt en kraftigt reduceret omsætningsrate (turnover) af disse næringsstoffer hen over vækstsæsonen. Herved sænkes næringstilgængeligheden for opportunistiske makroalger samt fytoplankton. Ved ålegræstransplantation udvikler biomassen sig i flere trin, både indenfor hver transplanteringsenhed (PE, plante enheder), samt i form af arealudbredelse til nye barbundsarealer imellem enhederne. Herudover har ålegræsbede stor årlig variation i biomasse mellem vinter og sommer og der produceres løbende i vækstsæsonen et stort antal blade. Hver af disse processer bidrager til den økosystemtjeneste som ålegræsset yder i relation til midlertidig immobilisering af næringsstoffer. Ved det nuværende bedste udplantningsdesign (BAT), hvor skuddene placeres relativt langt fra hinanden, kan binding i biomasse kondenseres til to specifikke rater hhv. 1) den initiale tæthedsfase, hvor de udplantede skud spreder sig, indtil hele det transplanterede areal, er dækket af ålegræs, og steady state for tæthed er opnået (maksimal ålegræstæthed på transplanteringsareal) og 2) den fortløbende bladproduktion, hvor levende blade afstødes.

I den initiale tæthedsfase sker binding af N i den levende overjordiske og underjordiske biomasse. Ved steady state-tæthed er der i ålegræsbiomassen bundet 24-154 kg N/ha med en median på 45 kg N/ha. Ved BAT-design forventes steady state at opnås efter 10 år, med en forsinkelsesperiode de første 2 år, hvilket giver en årlig rate på 5.6 kg N/ha/år (median-værdi) indenfor vækstperioden. Den fortløbende bladproduktion medfører en midlertidig immobilisering over vækstsæsonen. Denne stiger proportionalt med biomassen og vil ved steady state opnå en rate i intervallet 35-81 kg N/ha/år med et gennemsnit på 59 kg N/ha/år

Selvom bladproduktionen medfører en langvarig binding af næringsstoffer, vil en del af næringsstofferne bundet i ålegræsblade blive frigivet over tid ved nedbrydning. En del blade vil også blive eksporteret ud af vandområdet, skyllet op på stranden eller blive begravet i sedimentet, hvilket vil bidrage til kvælstofimmobiliseringen/fjernelse fra vandområdet med transplantering. Det har i dette projekt ikke været muligt at fastlægge nedbrydnings- og eksportraten for afstødte ålegræsblade, hvorfor N-immobiliseringsraten pga. afstødte blade vil være mellem 59 kg N/ha/år (ingen nedbrydning) og 0 (total nedbrydning).

Ålegræs kan sandsynligvis også bidrage til en akkumulering af organisk bundet N i sedimentet, men pga. stor variabilitet er det ikke muligt at kvantificere en eventuel netto N begravelse i ålegræsbede. Derudover understøtter ålegræsbede en markant forøgelse af biomassen af fauna (infauna, epifauna og fisk) og derved en forøget N-pulje bundet heri. Litteraturen viser også, at ålegræs understøtter en forøget denitrifikation sammenlignet med barbund, der medfører en fortløbende fjernelse af N. Det har dog ikke været muligt med tilpas sikkerhed at kvantificere effekten af disse processer for N-immobiliseringsraten.



**Figur 1.3: Kvælstofimmobilisering efter transplantering af ålegræs. Immobilisering er angivet som A) årlig rate og som B) pulje. Immobiliseringen består af immobilisering i den stående biomasse (mørke blå) og immobilisering gennem bladproduktion og afstødning (lys blå). Bladproduktionens bidrag til immobilisering vurderes at ligge mellem 59  $\text{kg N Ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (ingen nedbrydning) og 0  $\text{kg N Ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (fuld nedbrydning). En evt. akkumulering i ålegræssedimenter er ikke medregnet pga. stor variabilitet.**

#### 1.4 Effekt af ålegræstransplantering i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT)

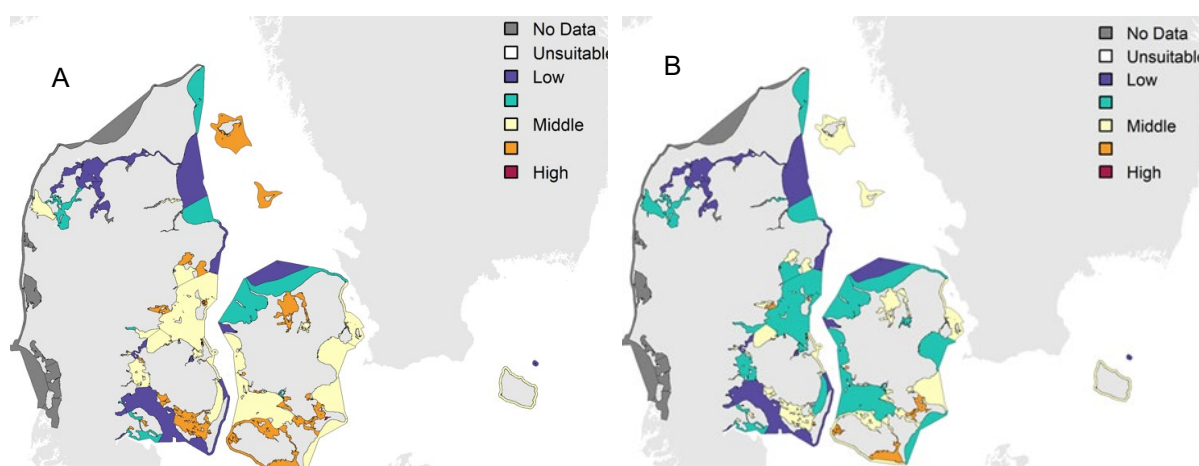
I Danmark er dybdegrænsen for rodfæstede bundplanter (herunder ålegræs) en indikator for det biologiske kvalitetselement "blomsterplanter" og det er således en forudsætning for GØT at ålegræs har en dybdeudbredelse som mindst svarer til miljømåls dybdegrænsen. I beregning af indsatsbehov anvendes lysets dybdeudbredelse imidlertid som en forudsætning for ålegræs, og i modellerne regnes der med at ålegræs er til stede når miljø- og særligt lysforholdene er egnede. Det betyder, at der vil opstå situationer, hvor et vandområde har tilstrækkeligt lys på havbunden til potentiel ålegræsudbredelse til miljømålsdybden, men hvor ålegræsset (endnu) ikke findes på miljømålsdybden. I de fleste tilfælde vil ålegræs sandsynligvis spredes til miljømålsdybdegrænsen, når miljøforholdene er egnede, men det kan tage lang tid (årtier), særligt i vandområder, hvor der er meget lidt ålegræs. I disse situationer kan ålegræstransplantering sandsynligvis anvendes til at accelerere spredning af ålegræs til miljømålsdybden og dermed bidrage til en hurtigere (reel) opnåelse af GØT for ålegræs.

Transplantering af ålegræs kan potentielt reducere klorofylkoncentrationen i vandsøjlen og forbedre lysforholdene, hvilket kan bidrage til opnåelse af GØT. Ålegræssets påvirkning af klorofyl og lysforhold skyldes dels reduceret resuspension og øget sedimentation samt binding af næringsstoffer, som kan reducere vækst af fytoplankton og opportunistiske makroalger. Modelstudier til analyse af ålegræssets effekt på klorofyl og lysforhold viser, at der er flere, særligt mindre vandområder, hvor ålegræstransplantering potentielt kan bidrage til en betydelig reduktion i klorofyl og forbedrede lysforhold på vandområdeniveau (Figur 1.4). Modelanalysen er lavet ved at kvantificere klorofylkoncentration og

lysudbredelsesdybde på vandområdeniveau i et scenarie, hvor der er ålegræs alle egnede steder, et scenarie hvor der er ålegræs på færre arealer og et scenarie helt uden ålegræs. Relationen mellem klorofylkoncentration/lysudbredelse og ålegræs er anvendt til at udtrykke ændringen i klorofyl/lysudbredelse på vandområdeniveau pr. ha ålegræs og den samlede effekt afhænger af, hvor store arealer der (kan) transplanteres i det enkelte vandområde. En metamodel, som beskriver den modellerede effekt på klorofylkoncentration som funktion af ålegræs-arealudbredelsen, viser, at 45 % og 47 % af variationen i effekten målt som hhv. ændringen i sommer-klorofylkoncentrationen og ændringen i lysudbredelsesdybde, kan forklares af udbredelsesarealet af ålegræs. Sammenhængen er beskrevet som en lineær funktion mellem logaritmetransformerede effekt på klorofylkoncentrationen ( $effekt_{klorofyl/lys}$ ) og logaritmetransformerede arealudbredelse af ålegræs ( $areal_{ålegræs}$ ).

$$\ln(effekt_{klorofyl/lys}) = a * \ln(areal_{ålegræs}) + b$$

Resultaterne fra metamodelen er anvendt i samtlige vandområder med estimeret potentielle ålegræs-transplanteringsarealer (figur 1.4).



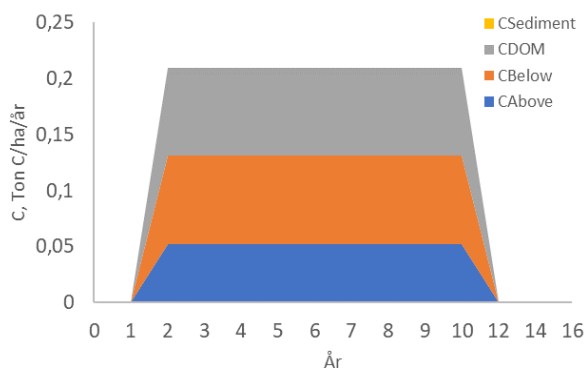
**Figur 1.4: Model estimeret ændring i A) klorofyl koncentration og B) lysets dybdegrænse på vandområdeniveau, som følge af ålegræstransplantering på alle arealer, der ud fra fysiske, kemiske og biologiske forhold har transplanteringspotentiale.**

Effekterne af ålegræs på klorofyl og lys er imidlertid inkluderet i modeller, der ligger til grund for beregninger af indsatsbehov og da der i modellerne "straks" kommer ålegræs, når miljøforholdene understøtter vækst af ålegræs, så er effekten af udbredt ålegræs også medregnet i indsatsbehovet. Det er således en forudsætning for de beregnede indsatsbehov, at der er ålegræs på alle egnede arealer og ålegræstransplantering kan være nødvendigt for at indfri forudsætningerne bag indsatsbehovsberegningerne. En forventet miljøeffekt pga. ålegræstransplantering kan således ikke omsættes til f.eks. en ændret målbelastning og indsatsbehov, men ålegræstransplantering kan være en forudsætning for, at målbelastningerne resulterer i reel opnåelse af GØT.

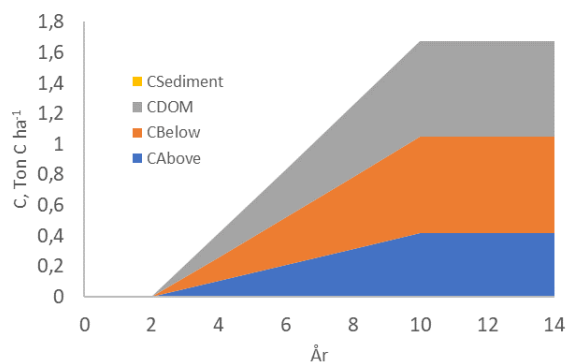
## 1.5 Effekt af ålegræstransplantering ift. Danmarks klimaregnskab ("Klimavirkemiddel")

Ålegræsbede skabt naturligt eller ved transplantering kan fungere som kulstoflagring – en "carbon sink" og dermed potentielt bidrage til at reducere CO<sub>2</sub>-indholdet i atmosfæren. Der er imidlertid store usikkerheder forbundet med at kvantificere den øgede kulstoflagring forårsaget af ålegræs, ligesom

der i den videnskabelige litteratur ikke er enighed om opgørelsesmetoder og forsøgsdesign. Ålegræs og andre forhold i det marine miljø indgår i dag ikke i hverken EU's eller DK's opgørelser af klimagasemissioner, men forventningen er, at det vil blive muligt at inkludere (dele af) de marine områder i de nationale emissionsopgørelser og at det muligvis bliver et krav fra EU. Vurderingen af hvordan og på hvilke præmisser ålegræstransplantering kunne indgå i den nationale drivhusgasopgørelse er derfor ikke baseret på eksisterende EU-standards, men på vurderinger af endnu ikke implementerede IPCC-guidelines (IPCC 2014) samt viden om de nuværende principper for klimagasopgørelser, som ikke forventes at blive ændret. IPCC-guidelines indikerer, at carbonlagring forårsaget af ålegræstransplantering kan medtages i nationale klimaregnskaber idet transplanteringen er menneskeskabt, dokumenterbar og kan håndteres som "managed area", hvilket betyder, at kendskab til ændringer i den naturlige ålegræsudbredelse ikke er nødvendig og at basisemissionen fra "managed area" kan sættes til 0 (nul). De C-holdige puljer forårsaget af ålegræstransplantering, som her vurderes at kunne indgå inkluderer 1) ændring i levende biomasse over sedimentet (blade og stængler), 2) ændring i levende biomasse i sedimentet (rødder) samt 3) ændring i død ålegræsbiomasse (døde rødder) i sedimentet. Pga. stor variabilitet er det ikke muligt at kvantificere en eventuel ændring i netto C-begravelse i ålegræssedimenter. C-puljer i afstødte blade tælles ikke med idet kun den (ukendte) andel som begravnes i sedimenterne og undgå nedbrydning, bidrager til kulstofeffekten. I IPCC-guidelines angives specifikt, at der bør være et plante-dække på mindst 10 % før end arealet inddrages i opgørelserne. Det vil betyde at der vil være en forsinkelse på indførelsen i opgørelsen på 1-2 år afhængig af tilvækstraten for det transplanterede ålegræs. Når steady state på det transplanterede areal er opnået (maximal ålegræstæthed), er der ingen yderligere ændring i C-puljerne. Med BAT-transplanteringsdesign er C-bindingsraten estimeret til 0,2 ton C/ha/år i 8 år (Fig. 1.5a, hvilket svarer til en samlet total C-binding på et transplanteret areal på 1,7 ton C/ha (Fig. 1.5b).



**Figur 1.5a: C-bindingsrate i areal med transplanteret ålegræs. C-bindingsrate er angivet i puljerne overjordisk biomasse (CAbove), levende rødder (Cbelow), døde rødder (Cdom), sediment (Csediment) og den samlede rate (total). Bemærk at ændring i Csediment ikke medregnes, da denne pulje vurderes at være for usikkert bestemt.**



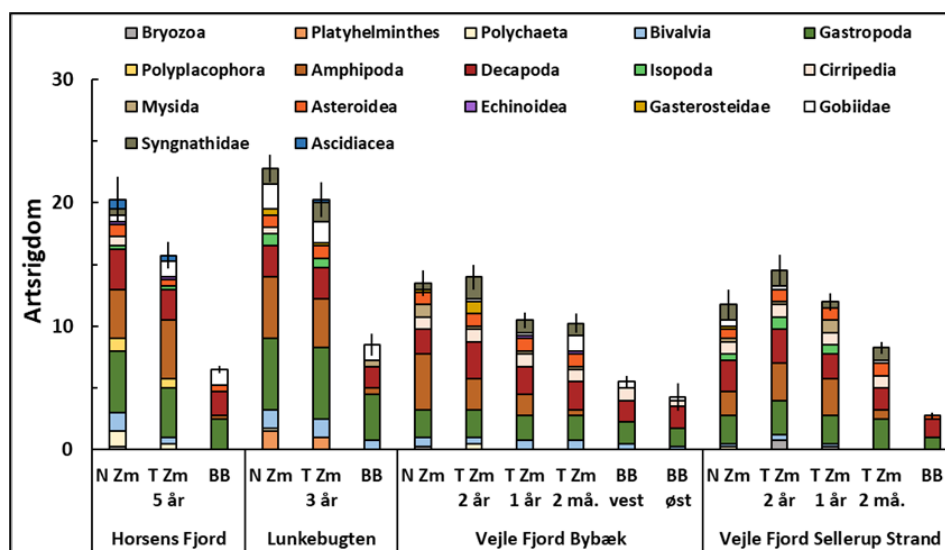
**Figur 1.5b: Akkumuleret C-binding (samlet pulje) i transplanteret ålegræsbed fordelt på puljerne overjordisk biomasse (CAbove), levende rødder (Cbelow), døde rødder (Cdom), sediment (Csediment) og den samlede carbon binding (total). Bemærk at ændring i Csediment ikke medregnes, da denne pulje vurderes at være for usikkert bestemt.**

## 1.6 Øget biodiversitet som følge af ålegræstransplantering

Overordnet set understøtter ålegræsbedene en højere biodiversitet med en højere tæthed og højere biomasse af infauna, epifauna og fisk og højere biomasse end nøgenbunden (Figur 6 for epifauna). I de transplanterede ålegræsbede var forbedringerne på in-fauna målbare 1 til 2 år efter udplantningen,



mens epifauna havde målbare forbedringer efter kun 2 måneder og fiskesamfundet havde målbare forbedringer 2 til 3 år efter udplantningerne. Efter få år er biodiversiteten i de transplanterede ålegræsbede på niveau med diversiteten i de naturlige bede i samme område.



Figur 1.6: Gennemsnitlig artsrigdom ( $\pm$ SE) af epifauna i naturligt ålegræs (N Zm), transplanteret ålegræs (T Zm) og på barbund (BB) i Horsens Fjord, Lunkebugten og Vejle Fjord. Alderen på de transplanterede bede er angivet nedenfor hver søjle og søjlerne er inddelt taksonomisk efter hvilke dyr der blev fundet på hver station.

## 1.7 Økonomiske aspekter ved ålegræstransplantering

De præcise omkostninger ved udførsel af ålegræstransplantation vil variere fra projekt til projekt afhængigt af de lokale forhold og hvordan arbejdet bliver udført.

Nedenfor gennemgås en række beregningsscenarier for prisen på en hektar ålegræs transplantation. Arbejdet deles ind i tre forskellige pakker; 1) Forundersøgelse af miljøforhold og potentiale for ålegræstransplantation vha. testudplantning, 2) Anlæg af storskala-transplantation og 3) Monitering efter anlæg af storskala-transplantation. For hver pakke beskrives de forbehold, der skal tages højde for ved prisberegningerne. Priserne er estimater og er kun retvisende under de specificerede forudsætninger, men de giver en god indikation om prisniveauet for udplantning af en hektar ålegræs.

Hidtidige erfaringer med ålegræstransplantering er baseret på brug af fridykkere. I en arbejdsituation er der lovkrav om at der stilles med et fuldt uddannet erhvervsdykkerhold. Derfor laves scenarie med både fridykkere og erhvervsdykkere. Der er i dette projekt ikke lavet en vurdering af, hvornår det er lovpligtigt med erhvervsdykkere. Et erhvervsdykkerhold består som minimum af 3 mand, hvoraf maksimalt én kan være aktiv i vandet. Et erhvervsdykkerhold med to aktive dykkere samtidigt bliver endnu mere kompliceret, da der er krav om 7 mand, og prisen stiger derfor tilsvarende.

Afhængigt af transplantationslokaliteten vil høst og transplantationsområderne ikke altid kunne tilgås direkte fra kysten og det vil i disse situationer være nødvendigt med båd. Omkostningerne der er forbundet med adgang til en båd skal i disse tilfælde medregnes de samlede omkostninger. På grund af



fridykkes mindre udstyrsbehov, kan man som ofte benytte mindre gummibåde og leje/pris af båd er derfor mindre.

I beregningsscenarierne antages følgende priser for mandskab og bådleje. Priser for erhvervsdykkerhold er baseret på et tilbud fra SeaSub.

Landbaseret arbejde (forberedelse af skud etc.): 300 kr./t

Fridykker: 300 kr./t

Erhvervsdykkerhold (3 mand, én aktiv dykker): 1.800 kr./t (1600 kr./t for transport til og fra stedet)

Erhvervsdykkerhold (6-7 mand, to aktive dykkere): 4.400 kr./t (3800 kr./t for transport til og fra stedet).

Kystgående båd: 12.000 kr./dag

### Oversigt over omkostninger til ålegræstransplantering

Omkostninger til ålegræstransplantering er inddelt i forundersøgelser, storskala-transplantering og efterfølgende monitorering. Der er taget udgangspunkt i transplantering med hhv. fridykker og erhvervsdykker samt transplantering med eller uden båd. Oversigt over omkostninger fremgår af tabel 1.2.

**Tabel 1.2: Oversigt over beregningsscenarierne, hvor priser er angivet for situationer med og uden behov for båd. Bemærk at priserne kun er areal-specifikke (kr. /ha) for storskala-transplantation, mens forundersøgelser (pris / 4-testtransplantationer) og monitorering (samlet pris, ikke direkte skalerbar med anlægsstørrelse) dækker over prisen for en samlet undersøgelses-pakke.**

Beregningsscenarie	Uden båd	Med båd
<i>Forundersøgelser</i>		
	Kr. / 4 test-transplantationer	
1.1 Fridykkere	137.080	221.080
1.2 Erhvervsdykkere	224.240	308.240
<i>Storskala-transplantation</i>		
	Kr. / ha	
2.1 Citizen science	152.000	344.000
2.2 Understøttet af frivillige	290.800	386.800
2.3 Professionelt m. fridykkere	283.800	391.800
2.4a Professionelt m. erhvervsdykkere (én aktiv dykker)	580.000	832.000
2.4b Professionelt m. erhvervsdykkere (to aktive dykkere)	739.600	871.600
<i>Monitorering</i>		
	Kr. (Ikke skalerbar)	
3.1 Fridykkere	30.120	90.120
3.2 Erhvervsdykkere	85.120	145.120

## 1.8 Juridiske aspekter ved ålegræstransplantering

Anvendelse udplantning af ålegræs som virkemiddel til opnåelse af miljømålene i navnlig vandrammedirektivet rejser spørgsmål i relation til både EU-lovgivning og dansk lovgivning. Ålegræs er den centrale indikatorart for opnåelse af vandrammedirektivets miljømål, og er også en karakteristisk art for flere af habitatdirektivets naturtyper. Direktiverne forpligter medlemsstaterne til at opnå en bestemt tilstand, beskrevet som god tilstand i vandrammedirektivet og gunstig bevaringsstatus i habitatdirektivet. Der er således en EU-retlig forpligtelse til aktivt at iværksætte de nødvendige initiativer til opnåelse af god tilstand/gunstig bevaringsstatus. Etablering eller genetablering af ålegræs kan ses som et led i opfyldelse af disse forpligtelser. Der har dog hidtil ikke i Danmark været eksempler på (gen-)etablering af ålegræs hverken i vandområdeplanerne eller i Natura 2000-planerne.

Etablering af ålegræs som marint virkemiddel kan indgå som en supplerende foranstaltning i vandrammedirektivets, men kan ikke træde i stedet for de grundlæggende foranstaltninger, herunder særligt begrænsning af udledningen af næringsstoffer.

Ved etablering af ålegræs kræves der efter Kystdirektoratets praksis en tilladelse i henhold til kystbeskyttelseslovens § 16 a, der udmønter statens højhedsret for søterritoriet for visse anlæg m.v. Det kan imidlertid diskuteres, hvor klar hjemlen i kystbeskyttelsesloven er, og om der eventuelt eksisterer en ulovfæstet højhedsret over søterritoriet, der kan begrunde et tilladelseskrav. Det anbefales derfor, at hjemmelsgrundlaget for et tilladelseskrav eller eventuelt anden regulering for etablering af ålegræs tydeliggøres. Det er også diskutabelt, i hvilket omfang det eksisterende tilladelseskrav i kystbeskyttelsesloven omfatter den indsamling af ålegræs, der er en nødvendig forudsætning for et projekt med udplantning af ålegræs. Her kan hjemmelsgrundlaget også med fordel præciseres. Endvidere er det væsentligt at sikre, at der i de konkrete tilladelser foretages en grundig belysning af de konkrete miljøforhold forbundet med projektet. Dette skal omfatte både de eksisterende forhold og projektets mulige miljøpåvirkninger, bl.a. i forhold til Natura 2000-områder og miljømål. Henset til den begrænsede negative miljøpåvirkning ved udplantning af ålegræs kan det dog overvejes, om der i stedet for et tilladelseskrav kan være grundlag for en generel regulering af udplantning (og evt. indsamling) af ålegræs. En generel regulering kan f.eks. fastsætte nærmere krav vedrørende lokalisering, omfang, indberetning m.v. En generel regulering vil kunne kombineres med en vis form for vidensopsamling gennem indberetningskrav m.v. eller evt. suppleres af en registreringsordning. En generel regulering og/eller en registreringsordning vil som udgangspunkt kunne være mindre ressourcekrævende end en tilladelsesordning, da den ikke forudsætter en konkret sagsbehandling. Set i forhold til de forskellige krav om miljøvurderinger m.v. vil det formentlig kun være muligt at anvende en generel regulering eller en registreringsordning, hvis det er ganske klart, at de pågældende aktiviteter ikke kan have nogen væsentlig virkning på f.eks. Natura 2000-områder. Alternativt kan det være nødvendigt at kombinere det med f.eks. en anmeldeordning, hvis udplantningen foregår i et Natura 2000-område.

For så vidt angår høst og indsamling af ålegræs mere generelt er retstilstanden uklar. Der kan på den ene side argumenteres for, at der med henvisning til statens højhedsret eksisterer et ulovfæstet krav om tilladelse til aktiviteter, hvor der indsamles eller høstes ålegræs eller vild tang. På den anden side eksisterer fra ældre tid en såkaldt uskadelig nyttesret på søterritoriet i det omfang, der ikke er sket en regulering af sådanne aktiviteter, som det f.eks. gælder for fiskeri. I hvilket omfang den "uskadelige nyttesret" betyder, at ålegræs m.v. frit kan indsamles, er dog heller ikke klart. Det bør derfor overvejes, om og på hvilken måde indsamling af ålegræs skal reguleres, f.eks. gennem et tilladelseskrav eller en generel regulering. Det kan f.eks. være muligt i en generel regulering at fastsætte nærmere kriterier for indsamling af ålegræs, bl.a. om lokaliteter, bunddybde, mængde mv., og samtidig om registrering med henblik på vidensopsamling. Det kan også kombineres med forbud mod indsamling i beskyttede områder m.v.

Ud over forpligtelserne til at sikre opnåelse af miljømålene indeholder både vandrammedirektivet og habitatdirektivet krav om, at der ikke sker forringelse af vandforekomster eller skade på habitatnaturtyper. Der er derfor også forpligtelser til at påse, at der ikke i forbindelse med andre aktiviteter, planer eller projekter sker en negativ påvirkning af eksisterende ålegræsforekomster, der vil være i strid med disse forpligtelser. Dette skal f.eks. påses i forbindelse med miljøvurderinger eller tilladelser til projekter.

Det kan overvejes, om der er grundlag for en egentlig områdebaseret beskyttelse af eksisterende forekomster af ålegræs og evt. potentielle ålegræsområder. Her kan der enten være mulighed for en relativt bred udpegning af kendte forekomster eller en mere snæver udpegning af de væsentligste og økologisk set mest værdifulde forekomster. Sidstnævnte kan eventuelt kombineres med en revideret udpegning af marine Natura-2000-områder, hvor der i højere grad lægges vægt på forekomst af ålegræs og økosystem-strukturerende tangarter, eller andre former for områdebeskyttelse. Det kan således overvejes, i hvilket omfang eksisterende former for områdebeskyttelse, f.eks. Natura 2000-områderne, kan sikre en tilstrækkelig beskyttelse af værdifulde ålegræsforekomster. En områdebeskyttelse af ålegræsenge m.v. kan også tænkes kombineret med andre former for områdebeskyttelse, f.eks. reservater og fredninger på søterritoriet. Under alle omstændigheder bør det overvejes, i hvilket omfang de potentielt værdifulde udbredelsesområder også skal inddrages i beskyttelsen, og hvorledes der sikres sammenhæng med havstrategien og havplanlægningen. Der kan være væsentlige fordele forbundet med at anvende de eksisterende former for områdebeskyttelse, fremfor at introducere en ny, selvstændig regulering.

Såfremt der iværksættes en ny regulering, er det under alle omstændigheder væsentligt, at det nøje overvejes, hvad der er behov for at regulere og på hvilken måde det i givet fald kan ske. Samtidig bør der være opmærksomhed på en række tværgående elementer i en regulering, herunder behov for sagskundskab, vidensopsamling, håndhævelse og retssikkerhed.

## 2. Dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel

Sukkertang (*Saccharina latissima*) er den makroalge (tang-art), der dyrkes mest af i Europa, hvor der samlet i 2019 blev dyrket og høstet ca. 376 ton vådvægt (VV) (Araújo et al. 2021). Sukkertang er en stor flerårig brunalge, der findes naturligt i alle danske havområder, men som trives bedst i farvande, hvor saliniteten er omkring eller over 20 PSU. Sukkertang kan dyrkes i havet på liner eller net, og dyrkningsteknologien er velbeskrevet og velafprøvet (Wegeberg 2010; Bruhn et al. 2016; Boderskov et al. 2021a; Boderskov et al. 2022). I Danmark har både kommercielle producenter og forskere dyrket sukkertang siden 2008, og der findes pt. tre danske kommercielle firmaer, der dyrker sukkertang.

Sukkertang vokser ved fotosyntese, hvorved CO<sub>2</sub> omsættes til organisk materiale og ilt ved hjælp af lysenergi, og tangen optager de nødvendige næringsstoffer (kvælstof, fosfor og spormetaller) fra det omgivende havvand. Kvælstof lagres (primært som protein) i sukkertangens væv, og bliver herved utilgængelig for andre organismer i havet, bl.a. planteplankton, så algeopblomstring mindskes. Når sukkertangen høstes, fjernes de næringsstoffer, der er optaget og bundet i tangbiomassen, fra havmiljøet. Sukkertangen kan efter høst anvendes til produktion af enten fødevarer, ingredienser, foder, materialer (f.eks. bioplast eller tekstilfibre), energi og/eller gødning, hvorved det bundne kvælstof kan gen-udnyttes og således understøtte en cirkulær bioøkonomi (Zhang et al. 2022).

I dette afsnit præsenteres den opdaterede viden og data om dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel.

### 2.1 Opsummering af resultater vedr. tangdyrkning som virkemiddel

<b>Anvendelsespotentiale</b>	Dyrkning af sukkertang er mulig i alle danske marine vandområder. Ved brug af anlæg forudsættes en vanddybde > 3m. Den arealspecifikke væksthastighed - og dermed mængden af høstet biomasse - er højest, når salinitet, opløst uorganisk kvælstof (DIN) koncentration og lys er højest, hvilket giver størst arealspecifik vækst i det nordlige Jylland, inkl. Limfjorden og langs Jyllands østkyst. Nuværende aktiviteter, som ikke er forenelige med tangdyrkning, kan begrænse det potentielt anvendelige areal betydeligt. Derudover kan miljöhensyn (f.eks. beskyttelse af ålegræs) begrænse det anvendelige areal til tangdyrkning.
<b>Kvælstofreduktion ("N-virkemiddel")</b>	Makroalger binder kvælstof i vækstfasen, som fjernes når tangen høstes. Den arealspecifikke kvælstoffjernelse ved høst er meget variabel og afhænger af vækstpotentiale, DIN-koncentration og dyrkningsmetode. Ved optimale miljøforhold og nuværende dyrkningsmetode (anno 2023), kan tangdyrkning fjerne op til 23 kg N/ha/år, ved 1000 m line pr. ha. Indenfor 5-10 år må dette forventes at kunne 5-dobles i takt med, at metoder til at øge linetætheden i anlæggene udvikles.
<b>Effekt i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT)</b>	I dette studie med fokus på Limfjorden har modellering vist at tangdyrkning i realistiske opskaleringsscenerier ikke påvirker WFD-indikatorerne "sommer klorofyl" og "lys i vækstsæsonen for fytoplankton" og

dermed ingen effekt har på disse specifikke biologiske kvalitetselementer og opnåelse af GØT. En medvirkende årsag kan være, at GØT-parametrene måles udenfor dyrkningssæsonen af sukkertang.

**Effekt ift. DK-klima-regnskab ("Klimavirkemiddel")**

Tangdyrkning kan ikke umiddelbart indgå i det nationale klimagas-emissionsregnskab, idet der ikke sker en permanent lagring af kulstof af den høstede biomasse. Lagring af kulstof ved permanent begravelse i sediment vurderes som værende marginal og usikker og er ikke kvantificeret. Tang kan fortrænge mere CO<sub>2</sub>-ekvivalent tunge produkter og dermed tælle positivt i en Livs Cyklus Analyse (LCA) sammenhæng.

**Andre miljøeffekter**

Dyrkning af sukkertang har effekt på strømforhold og stratificering af vandsøjlen indenfor tanganlægget ved høj biomasse, og kan bidrage til kanaliseret flow og derfor reducerede lokale sedimentationsrater. I tanganlægget blev der periodevis observeret højere pH og områder med øget lyssvækkelse til bunden (Kd), men ændringerne var ikke entydige pga. høj omrøring og vandudskiftning, som medførte en betydelig daglig variation. Tanganlægget gav ikke øget omsætning i sedimentet.

**Økonomiske aspekter**

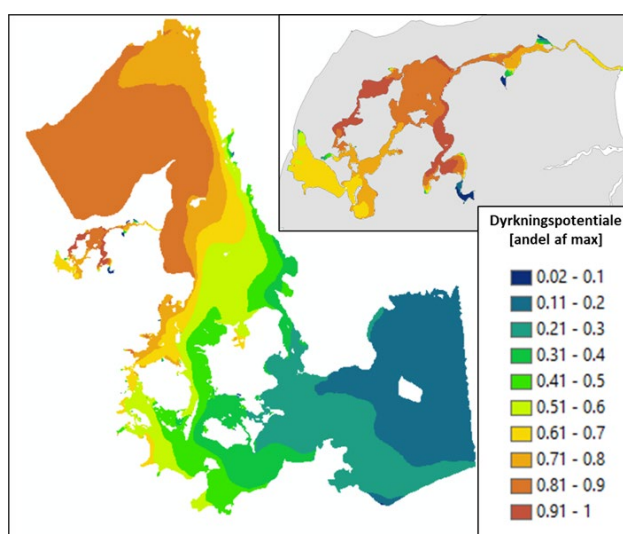
Omkostninger relateret til dyrkning af sukkertang omfatter dyrkningsanlæg, klargøring af sporeliner, drift og høst. Den årlige omkostning for at producere sukkertang på et standardanlæg i Limfjorden (18 ha) er anslået til 1,16 million DKK, svarende til 64.400 DKK/ha/år. Prisen for at producere sukkertang er således beregnet til 12,63 DKK/kg vådvægt (VV) og 8,34 DKK/m spireline produceret, og prisen for fjernelse af kvælstof vil således svare til 2.800 DKK pr. kg kvælstof høstet ved Sallingsund i Limfjorden. Omkostningsestimater er baseret på en timeløn på 250 kt/time og forudsætter en 10-årig driftsperiode.

**Juridiske aspekter**

Etablering af tanganlæg som marint virkemiddel kan formentlig indgå som en supplerende foranstaltning i vandrammedirektivets indsatsprogrammer, navnlig henset til tangens næringsopsamlende potentiale. De supplerende foranstaltninger kan dog ikke træde i stedet for de grundlæggende foranstaltninger i vandrammedirektivet, herunder særligt begrænsning af udledningen af næringsstoffer. Tilladelser til tangdyrkning sker i henhold til kystbeskyttelseslovens § 16 a. Her er det væsentligt at sikre, at der i de konkrete tilladelser foretages en grundig belysning af de konkrete miljøforhold forbundet med projektet, både de eksisterende forhold og projektets mulige miljøpåvirkning, bl.a. i forhold til Natura 2000-områder og miljømål. Yderligere kan det bemærkes, at retsgrundlaget for høst af vild tang er uklart, og ny regulering bør overvejes. Det kan eventuelt ske i sammenhæng med en styrket beskyttelse af værdifulde forekomster af vild tang.

## 2.2 Potentiale for tangproduktion i danske farvande

Produktionspotentialet er et udtryk for det forventede udbytte ved høst af dyrket tang, som afhænger af tangens vækstforhold i et givent område. Den forventede vækst – og høst – af dyrket tang afhænger både af miljøforhold (salinitet, lys, næringsstofkoncentration mm) og produktionsmetode. Baseret på kendte sammenhænge mellem vækst af sukkertang og salinitet, lys, og opløst uorganisk kvælstof (DIN) (NOVANA, Holst et al, unpublished) er potentialet for høst af tangbiomasse modelleret baseret på interpolerede modeludtræk af salinitet, lys og DIN fra DHI modeller som dækker de danske farvande og fjorde i de indre danske farvande. Resultatet er angivet på en relativ skala i figur 2.1, hvor 1 er maximal produktion og 0 er ingen produktion. Figuren viser, at der er potentiale for dyrkning og produktion af tang i alle danske marine vandområder, men vækst- og dermed også produktionspotentialet, er højest i hele den centrale del af Limfjorden, langs Nordjyllands østkyst og i dele af Horsens og Vejle fjord, hvorimod det forventede produktionspotentiale er lavt (under 0,2) ved Bornholm, og i f.eks. Hjarbæk Fjord i Limfjorden primært pga. den lave salinitet.



**Figur 2.1: Modelleret produktionspotentiale i danske marine vandområder baseret på estimeret vækst af sukkertang ud fra miljøparametrene salinitet, lys (Kd) og koncentration af DIN. Produktionspotentialet er angivet på en relativ skala, hvor 1 er maximal vækst af tang og derfor et højt produktionspotentiale, hvorimod 0 er ingen vækst og derfor intet produktionspotentiale. Den relative skala muliggør sammenligning af udbytter opgjort i forskellige enheder.**

Udover de forhold, der påvirker tangens vækst, kræver det rent fysisk en vanddybde på mindst 3 m at dyrke tang i storskala for at holde liner og tang fri af bunden, samt muliggøre anvendelse af både. Endvidere er der en række kommercielle og rekreative aktiviteter samt infrastruktur og naturhensyn, der kan begrænse det areal som er tilgængeligt for tangdyrkning.

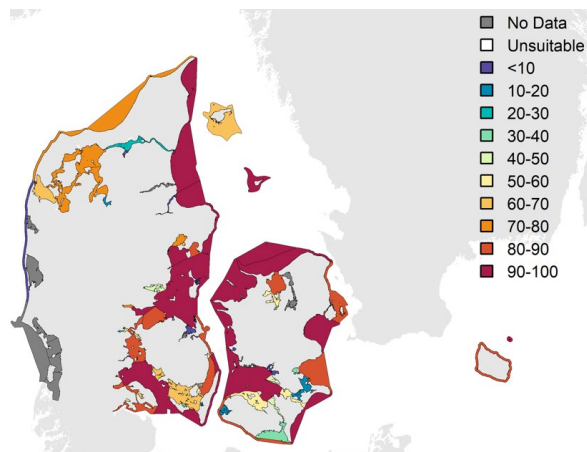
Til belysning af egnede og tilgængelige arealer i de enkelte vandområder er der udført modellering af 3 scenarier:

- **Scenarie 1:** Identifikation af arealer som ud fra fysiske og kemiske parametre er egnede til tangdyrkning og med vanddybder > 3m.
- **Scenarie 2:** Identifikation af arealer som ud fra fysiske og kemiske parametre er egnede til tangdyrkning og med vanddybder > ålegræssets måldybdegrænse. Herved sikres, at potentielt negative effekter af tangdyrkning (skyggeeffekter) ikke er en hindring for ålegræssets udbredelse.

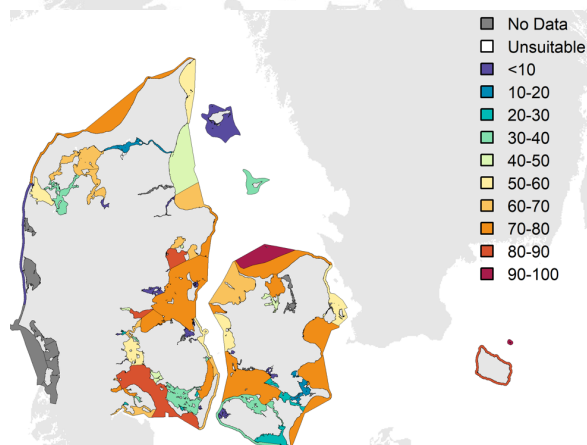
- Scenarie 3:** Identifikation af arealer som ud fra fysiske og kemiske parametre er egnede til tangdyrkning og hvor der ikke er overlap med eksisterende aktiviteter, som potentielt kan være i konflikt med dyrkning af tang i større skala. Der er i scenariet fratrukket arealer, som i dag anvendes til: ankerpladser, badestrande, N2000-områder, Ramsar-områder, broer og dæmninger, områder med bypass, kabler, kommercielt fiskeri (bund- og pelagisk trawling samt passivt fiskeri), havne, marin arkæologiske områder, klappladser, råstofindvindingspladser, NOVANA transekter for ålegræs og tang, NOVANA monitoringsstationer for vandkemi, områder, der anvendes til rekreativt sejlads og fiskeri, regattaområder, havbrug, militære områder og øvelsesområder samt æstetisk værdifulde landskaber.

Resultaterne af screening efter lokaliteter egnet til tangdyrkning viser, at der ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier (Scenarie 1) er potentiale for tangdyrkning i hovedparten af vandområderne (Fig. 2.2a). Generelt er der mest egnet areal i de åbne kystvandområder, hvor også andelen af egnet areal pr. vandområde er størst og det egnede areal er mindst i fjordene. Samlet set, er ca. 83 % af kystvandsarealet i indre danske farvande kemisk og fysisk egnet til tangdyrkning (tabel 2.1). Når der tages højde for ålegræssets mål-dybdegrænse (Scenarie 2) falder det tilgængelige og egnede areal til 62 %, og det falder både i åbne vandområder og fjordene (Fig. 2.2b). Når der tages højde for alle nuværende aktiviteter (Scenarie 3), begrænses arealer til tangdyrkning betragteligt (Figur 2.2c, tabel 2.1).

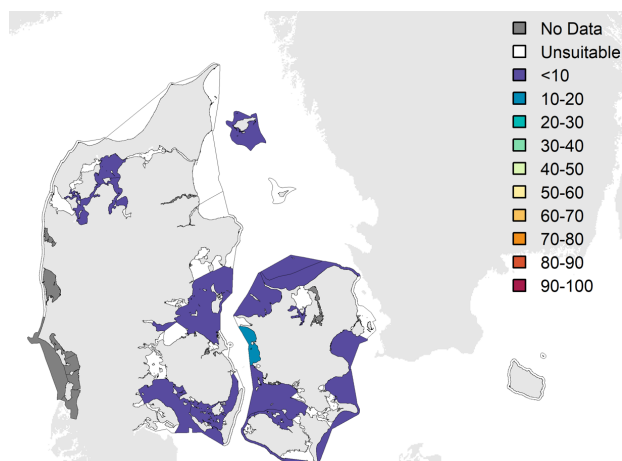
**Figur 2.2a (Scenarie 1):** Kort, som viser andel (%) af vandområdeareal, som ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier er vurderet egnet til dyrkning af sukkertang på vanddybder > 3m.



**Figur 2.2.b (Scenarie 2):** Kort, som viser andel (%) af vandområdeareal, som ud fra fysiske, kemiske og biologiske kriterier er vurderet egnet til dyrkning af sukkertang på vanddybder > måldybdegrænser for ålegræs.



**Figur 2.2c (Scenarie 3):** Kort, som viser andel (%) af vandområdeareal med dyrkningspotentiale, og som ikke overlapper med eksisterende aktiviteter.



**Tabel 2.1:** Opsummering af egnede dyrkningspotentialer for sukkertang, når der alene tages hensyn til arealer som er fysisk, kemisk og biologisk egnede til tangdyrkning (scenarie 1), når der kun inkluderes arealer som er dybere end målubredelsen for ålegræs, for at undgå potentielle skyggeeffekter af tang for ålegræs (Scenarie 2) og når nuværende aktiviteter, som vurderes at være i konflikt med tangdyrkning prioriteres, dvs disse arealer fratrækkes biologisk egnede arealer (scenarie 3). Dyrkningspotentialer for sukkertang er angivet som areal (ha og %) på nationalt plan og som andel dyrkningsejnet areal pr. vandområde ift. vandområdets areal. Potentialet for dyrkning af sukkertang er vurderet i forhold til det samlede areal af de 83 kystvandvandområder i indre danske farvande, hvor dyrkningspotentialer er beregnet (i alt 1718287 ha).

Scenarie	Areal med dyrkningspotentialer for sukkertang [ha]	Andel af areal med dyrkningspotentialer ift. kystvandareal i indre danske farvande [%]	Median værdi for areal med dyrkningspotentialer pr. vandområde [%]
Scenarie 1: Fysisk, kemisk og biologisk egnede arealer til tangdyrkning	1456516	84 %	71 % (0 %-100 %)
Scenarie 2: Dyrkningsejnet arealer, som er dybere end måldybdegrænser for ålegræs	1078450	62 %	48 % (0 %-99 %)
Scenarie 3: Dyrkningsejnet arealer uden overlap med eksisterende aktiviteter	11681	0,7 %	0,24 (0 %-16 %)

### 2.3 Næringsstoffjernelse ved tangdyrkning og høst ("N-virkemiddel")

Virkemiddeleffekten afspejler biomasseudbyttet af tang, men primært kvælstofindholdet i vævet, som er højest i farvandsområder med høj salinitet og høj tilgængelighed af kvælstof. Variabiliteten i virkemiddeleffekten er høj både mellem lokaliteter og indenfor lokaliteter. Dette skyldes både 1) forskelle i temperatur, salinitet og koncentrationer af tilgængelige næringsstoffer mellem lokaliteter og mellem år i dyrkningsforhold; 2) forskelle i kvalitet af spireliner og timing af udsætning og høst; og 3) forskelle i dyrkningsmetoder og udvikling i dyrkningsteknologi over tid.



Virkemiddeleffekten for fjernelse af kvælstof, 'N-effekt' målt som g N/m line for de områder, der med et modelleret produktionspotentiale på mere end 50 % af det maksimale, er angivet i Tabel 2.1. Det ses, at virkemiddeleffekten varierer fra 1,77 til 22,96 g N/m line og afspejler geografiske forskelle i både biomasseudbytte og især tilgængelighed af næringsstoffer i danske farvande. Den hidtil højeste virkemiddeleffekt på  $22,96 \pm 1,48$  g N/m blev registreret i dette projekt ved dyrkning i stor skala i Sallingsund i Limfjorden. Det er højere end gennemsnit fra Horsens Fjord (16,37 g N/m line) ved 20 måneders dyrkning i et storskalaanlæg og 4 gange højere end det gennemsnitlige N udbytte opnået for de øvrige danske farvande, hvor effekten blev baseret på dyrkning på få liner og stor skala forsøg ( $5,87 \pm 5,92$  g N/m line).

Virkemiddeleffekten for P er ligeledes angivet i Tabel 2.2. P-effekten var højest ved dyrkning over 20 mdr. i Horsens Fjord (Tabel 2.2).

**Tabel 2.2 Oversigt over høstudbytte, indholdsstoffer (tørstof (TS), N, P og C) og virkemiddeleffekt af sukkertang dyrket i danske farvande med et modelleret produktionspotentiale over 50 % af det maksimale. Udbytte (kg VV/m line og g TS/m line) er målte værdier, mens udbytte ved 1000 m line/ha er beregnede værdier. Data fra Horsens fjord er fra tidligere produktionsforsøg i stor skala (Boderskov et al, 2023). Data fra stor-skala-forsøget i Sallingsund i Limfjorden, udført i dette projekt (markeret med fed skrift) er anvendt i modelberegningerne.**

Lokalitet	Vækstperiode (måneder)	Skala	Udbytte	Udbytte	TS	N	P	N-effekt	P-effekt
			(kg VV/m line)	(g TS/m line)	(% af VV)	(% af TS)	(% af TS)	(g N/m)	(g P/m)
			(ton VV/ha)					(kg N/ha)	(kg P/ha)
Ebeltoft	7	Få liner	3,3	240	13,6	1,3	0,15	3,75	0,67
Kerteminde	7	Få liner	2,7	208	12,9	1,0	0,30	1,77	1,04
Sønderborg	7	Få liner	3,6	231	15,6	1,4	0,12	3,35	0,67
<b>Sallingsund</b>	<b>6</b>	<b>Stor skala</b>	<b>5,1</b>	<b>522</b>	<b>10,2</b>	<b>4,5</b>	<b>0,16</b>	<b>22,96</b>	<b>0,87</b>
Horsens Fjord	8	Stor skala	5,0	752	15,0	1,2	0,12	9,17	0,90
Horsens Fjord	20	Stor skala	7,4	1077	14,6	1,5	0,15	16,37	1,62

Ved optimale miljøforhold og BAT-dyrkningsmetode, som anvendt i storskala-forsøget i Sallingsund, er N og P fjernelseeffekten ved tangdyrkning således op til 23 kg N/ha/år og 0,9 kg P/ha/år, ved 1000 m line pr. ha. Alternative anlægsdesign, benyttet andre steder i Europa og Asien, kan dog øge linetætheden betragteligt (>5 gange), hvilket forventes at kunne påvirke N-fjernelses potentialet proportionalt. Dette skønnes at kunne implementeres i Danmark indenfor 5-10 år.

## 2.4 Effekt af tangdyrkning i forhold til opnåelse af God Økologisk Tilstand (GØT)

Modelscenarier med 35 tangaanlæg fordelt i Limfjorden viste, at der ikke kunne observeres effekter på miljøindikatorerne "sommer klorofyl" og "lys på havbunden". Dette skyldes sandsynligvis, at sukkertangen typisk bliver høstet i april og altså ikke er til stede i havmiljøet i den periode, hvor de to indikatorer måles. Næringsstofferne fra vandsøjlen optages og bindes i makroalgerne, i en periode fra ud-

sætning til høst (september-april), som ikke overlapper i tid med måling af de to miljøindikatorer; sommer-klorofyl-a (maj til september) og lyssvækkelseskoefficienten (Kd) i vækstperioden (marts til september).

Det nærværende studie påviser en virkemiddeleffekt ved dyrkning af sukkertang, der kan levere en fjernelse af kvælstof fra næringsrige kystvande med op til 23 kg N/ha, som vist for tanganlægget i Sallingsund (Tabel 2.1). Da der ikke ved modellering kunne observeres betydende effekter af tangdyrkning på miljøindikatorerne 'sommer klorofyl' og 'lys på havbunden', som støtteparameter for at bestemme miljøtilstanden for ålegræs, kan dette studie dog ikke påvise, at tangdyrkning har betydning for opnåelse af God Økologisk Tilstand i marine vandområder.

I modsætning til den potentielle effekt på den modellerede miljøindikator 'lys til havbunden' i sommerperioden er der også en direkte potentiel negativ effekt – en lokal 'skyggeeffekt' af den tangbiomasse, der hænger i vandsøjlen. Direkte in situ studier fra anlægget i Sallingsund viser, at der ikke observeres en betydende "skygge-effekt". Lysloggerne udsat mellem tanglinerne indikerede en skyggeeffekt på i gennemsnit 3 %. Profilerings (lodrette lysmålinger i hele vandsøjlen) i anlægget viste ikke klare mønstre i påvirkning af lys på bunden under anlægget. Spredning af lys pga. partikler i vandsøjlen og refleksioner fra overfladen kan have reduceret skyggeeffekten. Dette bekræfter tidligere målinger på et kommercielt storskalaanlæg i Horsens Fjord, hvor tanglinerne i gennemsnit reducerede lysindfald til bunden med 1,4 % i forhold til et referencepunkt udenfor anlægget (Bruhn et al. 2020b). Lysloggere, udsat direkte under tanglinerne i 4,5 meters dybde, viste i gennemsnit 50 % reduktion af lys direkte under en tangline, hvilket indikerede, at skyggeeffekten var begrænset til et smalt bånd med en udstrækning på få meter på hver side af tanglinerne. Skyggebandets placering varierede hen over dagen med solens bane. Højere linetæthed og derved øget biomassetæthed formodes at reducere lysindfald til bunden.

## **2.5 Effekt af tangdyrkning i forhold til Danmarks klimaregnskab ("Klimavirkemiddel")**

Dyrkning af tang indgår i dag ikke i den nationale drivhusgasopgørelse idet denne opgørelse ikke omfatter kulstoflagring i og på det marine areal, men forventningen er, at det vil blive muligt at inkludere (dele af) de marine områder og at det muligvis bliver et krav fra EU. Vurderingen af hvordan og på hvilke præmisser "dyrkning af tang" kunne indgå i den nationale drivhusgasopgørelse er derfor ikke baseret på eksisterende EU-standarder, men på vurderinger af endnu ikke implementerede IPCC-guidelines (IPCC 2014) samt viden om de nuværende principper for klimagasopgørelser, som ikke forventes at blive ændret.

Tangdyrkning og den potentielle lagring af kulstof associeret til tangdyrkning er menneskeskabt, hvilket er en af forudsætningerne for at kunne indgå i drivhusgasopgørelsen. Derudover skal territorialdefinitionen udvides til at omfatte marine områder, ligesom basisåret skal fastlægges og det skal vurderes om alene tangdyrkning eller evt. også menneskeskabte ændringer i vilde tangbestande skal inkluderes. Derudover skal de kulstoflagrende processer associeret til tangdyrkning identificeres.

De potentielt kulstoflagrende processer associeret med tangdyrkning knytter sig til 1) CO<sub>2</sub>-binding i den stående biomasse og 2) mulig begravelse af død tangbiomasse tabt fra anlægget. Derudover skal det afklares om der sker frigivelse af andre klimagasser (metan, lattergas og volatile kulstofforbindelser).

### **Stående biomasse**

For havgræsser, inkl. ålegræs, er det antaget, at der bliver opbygget en stående levende biomasse mængde svarende til mængden af levende biomasse i foråret. For tangdyrkning vil denne mængde svare til nul, fordi hele tangbiomassen høstes i foråret, hvorfor tangdyrkning ikke antages at have en stående mængde levende biomasse af relevans for kulstoflagring.

### **Dødt organisk materiale tabt fra tangproduktion**

Der tabes en mindre del biomasse fra tangdyrkning, hvor alt indhøstes efter én sæson (Oktober-April/Maj), men baseret på studier med tang fra Sallingsund anlægget og litteraturstudier vurderes tang tabt fra anlægget ikke at blive lagret i kystzonen, idet der både aerobt og anaerobt sker nedbrydning af sukkertang. Det er således for usikkert at medregne en evt. klimaeffekt fra død/tabt tangbiomasse.

### **Frigivelse af klimagasser (Metan, lattergas og volatile kulstofforbindelser)**

I nærværende studie gav tilstedeværelse af sukkertang ikke årsag til udledning af hverken metan eller lattergas efter inkubation i både lys og i mørke, og der findes ikke dokumentation for øget emission af lattergas (N<sub>2</sub>O) og metan fra produktion af sukkertang i litteraturen. Sukkertang afgiver til gengæld forskellige volatile kulstofforbindelser (Volatile Organic Carbon (VOC)) (Carpenter et al. 2000; Giese et al. 1999; Larnus 1996), herunder både halomethaner, bl.a. di- og tribromomethan, di- og trichlorometan, og forskellige jodforbindelser, som alle er potentielt klimaaktive, idet de bl.a. bidrager til nedbrydning af ozon, og til dannelse af skyer. Laboratorieforsøg udført i tilknytning til storskalaanlægget i Sallingsund bekræftede emissioner af forskellige VOC'er fra sukkertang, bl.a. halocarbons og jodforbindelser, og det blev ligeledes bekræftet, at VOC-emissioner påvirkes af fysiske forhold som f.eks. vandbevægelse. Det er imidlertid ikke muligt med den nuværende viden at kvantificere effekten af dette nærmere, og det antages derfor for nuværende, at der hverken er en positiv eller en negativ effekt af emissioner af VOC fra tangdyrkning.

Idet tang optager uorganisk opløst kvælstof fra havvand, kan tangdyrkning bidrage til at reducere dannelse af lattergas i vandsøjlen, da dannelsen af lattergas i vandfasen er direkte proportional med koncentrationen af DIN i havvand. Ud fra denne betragtning vil man kunne antage, at tangdyrkingen reducerer N<sub>2</sub>O dannelsen svarende til den optagne og høstede kvælstofmængde ganget med de relevante emissionsfaktorer. Denne er pt. 0,25 % af den totale høstede N mængde (IPCC, 2006) stigende til 1,9 % i IPCC 2019 Refinement (Annex 11.A.6). Det er ikke muligt med den nuværende viden at kvantificere effekten af dette nærmere.

Med den nuværende viden vurderes det således, at der ikke sker en permanent lagring af kulstof som følge af tangdyrkning. Den producerede biomasse høstes og bidrager således ikke til en permanent "stående" biomasse. Lagring af kulstof ved permanent begravelse i sediment vurderes som værende marginal og usikker og er ikke kvantificeret. Tangdyrkning kan således ikke bidrage til emissionsregnskabet. Derimod kan tang erstatte mere CO<sub>2</sub>-e-tunge produkter og dermed tælle positivt i klimaregnskaber opgjort med Livscyklus Analyse (LCA) metoder.

## **2.6 Andre effekter ved tangdyrkning**

Dyrkning af sukkertang har effekt på strømforhold og stratificering af vandsøjlen indenfor tangdyrkningsanlæg ved høj biomasse, og kan bidrage til kanaliseret flow og derfor reducerede lokale sedimentationsrater.

I tanganlægget i Sallingsund blev der periodevis observeret højere pH og lokalt områder med øget lyssvækkelse (Kd) til bunden som følge af skygning fra anlægget, men ændringerne var ikke entydige pga. høj omrøring og vandudskiftning, som medførte en betydelig daglig variation. Tanganlægget gav ikke øget omsætning og iltforbrug i sedimentet.

## 2.7 Økonomiske aspekter

Den årlige omkostning for at producere sukkertang på et standardanlæg i Limfjorden (18 ha) er anslået til 1,16 million DKK, svarende til 64.400 DKK/ha/år. Prisen for at producere sukkertang er således beregnet til 12,63 DKK/kg vådvægt (VV) og 8,34 DKK/m spireline produceret, og prisen for fjernelse af kvælstof vil således svare til 2.800 DKK pr. kg kvælstof høstet ved Sallingsund i Limfjorden.

Et standardanlæg på 18 ha vil, med udgangspunkt i anlægget i Sallingsund, kunne producere 92 ton tang (VV) om året. Udgifter til processering til foder (transport, hakning, fermentering) anslås på baggrund af test i stor skala til 6,57 DKK/kg VV. Break-even-prisen for sukkertang estimeres herfra til at være 12,63 DKK/kg frisk høstet tang, og 19,20 DKK/kg (VV) processeret til foder. Købsprisen for sukkertang processeret til produktion af foder ligger pt. på ca. 20 DKK/kg VV.

Beregningerne er baseret på de reelle omkostninger ved dyrkning med BAT på storskalaanlægget i Sallingsund i én dyrkningssæson 2022-2023. Beregningerne forudsætter en 10-årig driftsperiode og en mindsteløn på 250 DDK/time. Levetiden for materiel er sat til 10 år for klækkeriet, anlægget inklusiv lovpåkrævet farvandsafmærkning, mens bøjer og blokke er sat til 5 år. Idet enten eller både udbytte og kvælstofindhold i andre danske farvandsområder er lavere end i Limfjorden, vil prisen for høstet kvælstof være signifikant højere i andre farvandsområder.

Dette er et konservativt estimat for økonomien. Det skal understreges, at alle estimater omkring økonomi er behæftet med usikkerhed, da data alene stammer fra ét års dyrkning i stor skala. Det forventes, at høstudbyttet fremadrettet kan øges primært pr. arealenhed ved øget linetæthed, og at omkostningerne kan nedbringes især ved optimerede håndteringsprocesser ved udsætning og høst.

## 2.8 Juridiske aspekter

### Dyrket tang

Etablering af tanganlæg som virkemiddel til opnåelse af miljømålene i vandrammedirektivet og havstrategidirektivet rejser spørgsmål både i relation til EU-lovgivning og dansk lovgivning. Etablering af tanganlæg kan som marint virkemiddel formentlig indgå som en supplerende foranstaltning i vandrammedirektivets indsatsprogrammer, navnlig henset til anlæggenes næringsopsamlende potentiale. De supplerende foranstaltninger kan dog ikke træde i stedet for de grundlæggende foranstaltninger i vandrammedirektivet, herunder særligt begrænsning af udledningen af næringsstoffer.

Ved etablering af tanganlæg kræves en tilladelse i henhold til kystbeskyttelseslovens § 16 a, der udmønter statens højhedsret for søterritoriet for visse anlæg m.v. Det er væsentligt at sikre, at der i de konkrete tilladelser foretages en grundig belysning af de konkrete miljøforhold forbundet med projektet, både de eksisterende forhold og projektets mulige miljøpåvirkning, bl.a. i forhold til Natura 2000-områder og miljømål.

Tilsvarende må det understreges, at vandrammedirektivets og habitatdirektivets forpligtelser også skal påses i forbindelse med miljøvurderinger eller tilladelser til andre aktiviteter, planer eller projekter, der potentielt kan påvirke eksisterende forekomster af økosystem-strukturerende tangarter.

Visse tangarter er indikatorarter i vandrammedirektivet, og er også karakteristiske arter for nogle af habitatdirektivets naturtyper. EU-direktiverne forpligter medlemsstaterne til at opnå en bestemt tilstand, beskrevet som god tilstand i vandrammedirektivet og havstrategidirektivet, og som gunstig bevaringsstatus i habitatdirektivet. Der er således en EU-retlig forpligtelse til aktivt at iværksætte de nødvendige initiativer til opnåelse af god tilstand/gunstig bevaringsstatus. Der synes kun i begrænset omfang at være fokus på tangforekomster i de danske Natura 2000-planer. Tangforekomster er dog naturligt knyttet til stenrev, som er på udpegningsgrundlaget i flere marine Natura 2000-områder, hvor indsatsen bl.a. kan være rettet mod fiskeri med bundsløbende redskaber.

I forbindelse med dyrkning af tang, er det nødvendigt at indhøste en meget begrænset mængde tang som 'moderplanter'. Denne type høst på vilde tangpopulationer er dog stærkt begrænset i forhold til høst med kommerciel udnyttelse af tangressourcen for øje.

### **Vilde tangskove**

Høst af vild tang til kommercielle formål er fremherskende i Europa fremfor dyrkning af tang (Araujo et al, 2021). Der er stigende fokus på de miljø- og klimamæssige fordele i at beskytte eksisterende tangskove (Eger et al, 2023; Pessarrodona et al, 2023), men samtidig også opmærksomhed på, at tangskove er underrepræsenterede habitater i international miljølovgivning (Valckenaere et al, 2023).

I det omfang der høstes vild tang, er det i den gældende lovgivning uklart, i hvilket omfang tang frit kan indsamles, eller om der eventuelt med henvisning til statens højhedsret gælder et ulovfæstet krav om tilladelse til aktiviteter, hvor der indsamles eller høstes vild tang. Der kan i nogle situationer være et tilladelseskra, f.eks. hvis høst er forbundet med anbringelse af forskellige genstande på havet, eller hvis der anvendes redskaber, der kan tilbageholde fisk. Samtidig eksisterer fra ældre tid en såkaldt uskadelig nyttesret på søterritoriet i det omfang, der ikke er sket en regulering af sådanne aktiviteter, som det f.eks. gælder for fiskeri. Rækkevidden af den "uskadelige nyttesret" er dog ikke klar. Det bør derfor overvejes, om og på hvilken måde høst af vild tang skal reguleres, f.eks. gennem et tilladelseskra eller en generel regulering. Det kan f.eks. være muligt i en generel regulering at fastsætte nærmere kriterier for høst af tang, bl.a. om tangarter, lokaliteter, mængde mv., og samtidig om registrering med henblik på vidensopsamling. Dette kan også kombineres med forbud mod høst af bestemte tangarter eller et forbud mod høst i beskyttede områder m.v.

Det kan overvejes, om der er grundlag for en egentlig områdebaseret beskyttelse af eksisterende tangskove. Her kan der enten være mulighed for en relativt bred udpegning af kendte forekomster eller en mere snæver udpegning af de væsentligste og økologisk set mest værdifulde forekomster. Sidstnævnte kan eventuelt kombineres med en revideret udpegning af marine Natura-2000-områder, hvor der i højere grad lægges vægt på forekomst af ålegræs og økosystem-strukturerende tangarter eller andre former for områdebeskyttelse. Det kan således overvejes, i hvilket omfang eksisterende former for områdebeskyttelse, f.eks. Natura 2000-områderne, kan sikre en tilstrækkelig beskyttelse af værdifulde ålegræs- og tangforekomster. Endvidere bør det overvejes, i hvilket omfang potentielt værdifulde udbredelsesområder skal inddrages i beskyttelsen, og hvorledes der sikres sammenhæng med havstrategien og havplanlægningen. Der kan være væsentlige fordele forbundet med at anvende de eksisterende former for områdebeskyttelse, fremfor at introducere en ny, selvstændig regulering.

Såfremt der iværksættes en ny regulering for beskyttelse af eksisterende tangskove, er det under alle omstændigheder væsentligt, at det nøje overvejes, hvad der er behov for at regulere og på hvilken måde det i givet fald kan ske. Samtidig bør der være opmærksomhed på en række tværgående elementer i en regulering, herunder behov for sagskundskab, vidensopsamling, håndhævelse og retssikkerhed.

## Referencer

Araújo R, Vázquez Calderón F, Sánchez López J, Azevedo IC, Bruhn A, Fluch S, Garcia Tasende M, Ghaderiardakani F, Ilmjärv T, Laurans M, Mac Monagail M, Mangini S, Peteiro C, Rebours C, Stefansson T, Ullmann J (2021) Current Status of the Algae Production Industry in Europe: An Emerging Sector of the Blue Bioeconomy. *Frontiers in Marine Science* 7 (1247). doi:10.3389/fmars.2020.626389

Boderskov T, Rasmussen MB, Bruhn A (2021) Obtaining spores for the production of *Saccharina latissima*: seasonal limitations in nature, and induction of sporogenesis in darkness. *J Appl Phycol* 33:1035-1046. doi:10.1007/s10811-020-02357-0

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

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK og Timmermann K. 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. - Videnskabelig rapport nr. 368 <http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf>

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

Duarte CM, Krause-Jensen D (2018) Intervention Options to Accelerate Ecosystem Recovery From Coastal Eutrophication. 5 (470). doi:10.3389/fmars.2018.00470 Thiele T, Alleng G, Biermann A, Corwin E, Crooks S, Fieldhouse P, Herr D, Matthews N, Roth N, Shrivastava A, von Unger M, Zeitlberger J (2020). Blue Infrastructure Finance: A new approach, integrating Nature-based Solutions for coastal resilience. IUCN, Gland, Switzerland

Eger et al (2023) The Kelp Forest Challenge: A collaborative global movement to protect and restore 4 million hectares of kelp forests. *Journal of Applied Phycology* <https://doi.org/10.1007/s10811-023-03103-y>

IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC 2014, 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

IPCC 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Sher-manau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

Petersen, J. K., Timmermann, K., 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. DTU Aqua-rapport No. 385-2021 <https://www.aqua.dtu.dk//media/Institutter/Aqua/Publikationer/Rapporter-352-400/385-2021-Marine-virkemidler-potentialer-ogbarrierer.ashx>

Timmermann K, Boye AG, Bruhn A, Erichsen AC, Flindt MR, Fossing H, Gertz F, Jørgensen HM, Petersen JK, Schwærter S (2016a) Marine virkemidler - Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi <http://dce2.au.dk/pub/MarineVirkemidler.pdf>

Timmermann K, Erichsen AC, Bruhn A, Fossing H, Petersen JK, Flindt MR (2016b) Hvad ved vi om marine virkemidler? *Vand & jord* 23:141-144

Valckenaere J, Techera E, Filbee-Dexter K and Wernberg T (2023) Unseen and unheard: the invisibility of kelp forests in international environmental governance. *Front. Mar. Sci.* 0:1235952. doi: 10.3389/fmars.2023.1235952

Wegeberg S (2010) Cultivation of kelp species in the Limfjord, Denmark. Department of Biology, SCIENCE, Copenhagen University:1-11



## Appendix A: Egnede transplanteringspotentialer for ålegræs i de enkelte vandområder

**Tabel A.1: Oversigt over egnede transplanteringspotentialer for ålegræs i de enkelte vandområder, når der tages hensyn til arealer som er fysisk, kemisk og biologisk egnede (scenarie 1) og arealer som er fysisk, kemisk og biologisk egnede og samtidig ikke overlapper med nuværende aktiviteter (scenarie 2). Transplanteringspotentialer er angivet som areal (ha) på nationalt plan og som beregnet som andel transplanteringsegnet areal pr. vandområde ift. vandområdets areal. Bemærk, at usikkerheden på estimerne er relativt stor og varierer mellem vandområder afhængig af sikkerheden på de bagvedliggende data. Bemærk også, at der kan vokse ålegræs på arealer identificeret som egnede til ålegræstransplantering. Dette og modelusikkerheder betyder, at de angivne potentialer skal understøttes af in situ undersøgelser før evt. transplantering.**

Vandområde Nr.	Vandområde Navn	Vandområde Areal [ha]	Scenarie 1: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal [ha] (Kat. opt. og god)	Scenarie 2: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal uden andre aktiviteter [ha] (kat. opt. og god)
1	Roskilde Fjord, ydre	6779	1796	838
2	Roskilde Fjord, indre	4926	618	482
6	Nordlige Øresund	33858	7087	1641
16	Korsør Nor	739	568	110
17	Basnæs Nor	899	247	7
18	Holsteinborg Nor	621	127	NA
24	Isefjord, ydre	21554	5676	1372
25	Skælskør Fjord og Nor	497	109	3
28	Sejerø Bugt	77763	4238	1656
29	Kalundborg Fjord	7180	1	1
34	Smålandsfarvandet, syd	23308	12354	11041
35	Karrebæk Fjord	1496	48	3
36	Dybsø Fjord	1618	495	205
37	Avnø Fjord	3852	1723	1261
38	Guldborgsund	4856	2355	1149
44	Hjelm Bugt	32521	2458	1699
45	Grønsund	9486	3612	2462
46	Fakse Bugt	52048	8313	6515
47	Præstø Fjord	2079	604	439
48	Stege Bugt	12467	9395	7507
49	Stege Nor	489	471	NA
56	Østersøen, Bornholm	20289	2838	747
57	Østersøen, Christiansø	1830	23	16
59	Nærá Strand	459	NA	NA
62	Lillestrand	576	142	NA
68	Lindelse Nor	650	407	265
72	Kløven	953	524	418
74	Bredningen	25	NA	NA
80	Gamborg Fjord	972	349	292

Vandområde Nr.	Vandområde Navn	Vandområde Areal [ha]	Scenarie 1: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal [ha] (Kat. opt. og god)	Scenarie 2: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal uden andre aktiviteter [ha] (kat. opt. og god)
83	Holckenhavn Fjord	55	NA	NA
84	Kerteminde Fjord	322	128	NA
85	Kertinge Nor	506	85	NA
86	Nyborg Fjord	754	124	104
87	Helnæs Bugt	6297	2288	1803
89	Lunkebugten	1005	510	355
90	Langelandssund	21550	2322	1581
92	Odense Fjord, ydre	4309	449	356
93	Odense Fjord, Seden Strand	1466	1	0
95	Storebælt, SV	15688	126	50
96	Storebælt, NV	11148	1545	1066
101	Genner Bugt	477	12	3
102	Åbenrå Fjord	3092	56	10
103	Als Fjord	3312	190	108
104	Als Sund	530	32	1
105	Augustenborg Fjord	1425	549	39
106	Haderslev Fjord	497	60	23
107	Juvre Dyb	12013	NA	NA
108	Avnø Vig	35	0	NA
109	Hejlsminde Nor	183	2	NA
110	Nybøl Nor	750	359	249
111	Lister Dyb	19263	NA	NA
113	Flensborg Fjord, indre	1258	20	2
114	Flensborg Fjord, ydre	14228	714	437
119	Vesterhavet, syd	61999	NA	NA
120	Knudedyb	14924	NA	NA
121	Grådyb	11666	NA	NA
122	Vejle Fjord, ydre	8693	803	329
123	Vejle Fjord, indre	1541	80	28
124	Kolding Fjord, indre	464	NA	NA
125	Kolding Fjord, ydre	960	130	98
127	Horsens Fjord, ydre	3086	2084	1221
128	Horsens Fjord, indre	4326	1120	539
129	Nisum Fjord, ydre	3094	NA	NA
130	Nisum Fjord, mellem Nisum Fjord, Felsted	1880	NA	NA
131	Kog	989	NA	NA
132	Ringkøbing Fjord	26460	NA	NA
133	Vesterhavet, nord	20790	NA	NA
136	Randers Fjord, indre	676	NA	NA

Vandområde Nr.	Vandområde Navn	Vandområde Areal [ha]	Scenarie 1: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal [ha] (Kat. opt. og god)	Scenarie 2: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal uden andre aktiviteter [ha] (kat. opt. og god)
137	Randers Fjord, ydre	1730	NA	NA
138	Hevring Bugt	43626	2359	792
139	Anholt	20305	9189	1054
140	Djursland Øst	16738	356	128
141	Ebeltoft Vig	8004	2065	1204
142	Stavns Fjord	1529	692	524
144	Knebel Vig	706	331	208
145	Kalø Vig	7366	2510	1588
146	Norsminde Fjord	176	NA	NA
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	21888	1821	1551
154	Kattegat, Læsø	58252	27775	24343
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	21108	70	11
158	Hjarbæk Fjord	2329	NA	NA
159	Mariager Fjord, indre	1684	NA	NA
160	Mariager Fjord, ydre	2664	352	45
165	Isefjord, indre	8154	3137	988
200	Kattegat, Nordsjælland	68379	3903	695
201	Køge Bugt	53114	5124	3883
204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	27524	2195	1491
206	Smålandsfarvandet, åbne del	114916	10386	8259
207	Nakskov Fjord	4769	3640	1508
208	Femerbælt	19035	5863	4280
209	Rødsand og Bredningen	22841	16700	14349
212	Faaborg Fjord	1005	379	122
214	Det sydfynske Øhav	41284	16243	11734
216	Lillebælt, syd	108392	1096	689
217	Lillebælt, Bredningen	27210	2277	1690
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	173597	21228	15512
221	Skagerrak	95150	NA	NA
222	Kattegat, Aalborg Bugt	99938	31	NA
224	Nordlige Lillebælt	26020	3617	2222
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	43681	1557	124
231	Lillebælt, Snævringen	5655	104	76
232	Nissum Bredning	22577	2337	472

Vandområde Nr.	Vandområde Navn	Vandområde Areal [ha]	Scenarie 1: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal [ha] (Kat. opt. og god)	Scenarie 2: Biologisk potentielt egnet transplanteringsareal uden andre aktiviteter [ha] (kat. opt. og god)
233	Kås Bredning og Venø Bugt	28158	1140	423
234	Løgstør Bredning	38660	169	114
235	Nibe Bredning og Langerak	15792	6	2
236	Thisted Bredning	14373	26	8
238	Halkær Bredning	1284	NA	NA



Danmarks  
Tekniske  
Universitet

DTU Aqua  
Henrik Dams Allé  
2800 Kgs. Lyngby

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