

**Blue carbon:  
Potentialet for CO<sub>2</sub>-fangst og lagring i marin  
biomasse i Danmark  
- En analyse fra Tænketanken Hav  
(SEPTEMBER 2022)**



**Blue carbon: Potentialet for CO<sub>2</sub>-fangst og lagring i marin biomasse i Danmark  
- En analyse fra Tænk tanken Hav**

September 2022

Tænk tanken Hav  
Læderstræde 20  
1201 København K  
Danmark  
CVR: 42479446  
+45 4498 8000  
info@taenketankenhav.dk  
[www.taenketankenhav.dk](http://www.taenketankenhav.dk)

Forsidefoto: © Karsten Dahl. Ålegræs i Roskilde Fjord.

## Indhold

Indledning.....	4
Resumé.....	4
Generelt om indbygning af blue carbon i biomasse.....	6
Ålegræs.....	7
Kulstofpuljer i ålegræs.....	8
Økonomi.....	9
Saltmarsk.....	14
Kulstofpuljer i saltmarsk.....	15
Økonomi.....	15
Kelp.....	16
Kulstofpuljer i kelp.....	16
Økonomi.....	17
Den øvrige havbund.....	17
Kulstofpuljer i den øvrige havbund.....	18
Økonomi.....	19
Tak.....	19
Appendiks.....	20
Metode for beregning af skyggeprisen.....	20
Litteraturliste.....	21

## Indledning

Havet spiller en vigtig rolle for klimaet på kloden. Ligesom planter på landjorden, er havets og kysternes planter og alger med til at opfange og lagre CO<sub>2</sub> gennem deres fotosyntese. Kulstof bundet i havets naturtyper bliver også kaldet ”blue carbon”, og globalt bidrager havets økosystemer til en stor andel af den naturlige kulstofbinding og holder på store mængder i deres lagre.

De marine kulstofrige naturtyper og deres potentiale for CO<sub>2</sub>-fangst og lagring har derfor fået stor interesse globalt de seneste år i takt med den tiltagende klima- og biodiversitetskrise. Flere lande henviser bl.a. til havgræsser som en del af deres klimahandlingsplaner, og nogle har tilmed lavet nationale opgørelser af naturligt bundet kulstof i marine habitater. Ligeledes er der stor interesse for CO<sub>2</sub>-offsetting og klimakreditter blandt virksomheder, både i og udenfor Danmark.

Danmark har endnu ingen nationale opgørelser, beskyttelse eller handleplaner for genopretning af de kulstofrige naturtyper. Derfor har Tænk tanken Hav lavet en analyse af potentialet for kulstofbinding og -lagring i danske havområder.

Denne analyse fokuserer på det biologiske potentiale for kulstofbinding og i nogle tilfælde beregnes de økonomiske omkostninger. Analysen fokuserer ikke på klimakreditter mv. Analysen er udarbejdet i tæt dialog med nogle af landets førende forskere på emnet. Den er et skridt på vejen til at belyse det samlede potentiale for at effektivisere genopretningen af ålegræs og andre kulstofrige økosystemer. Analysen kan bruges af beslutningstagere og virksomheder som baggrund for at investere i forskning og teknologiudvikling på området samt i beskyttelse og genopretning – til gavn for havets natur og klimaet.

## Resumé

I denne analyse undersøger vi potentialet for CO<sub>2</sub>-fangst og -lagring i fire forskellige danske marine økosystemer, ålegræsbede, saltmarsker, kelpskove og den øvrige havbund.

*Ålegræs:* Arealet med ålegræs i danske farvande er reduceret markant i forhold til tidligere og udgør i dag lidt under en tredjedel af det oprindelige areal med ålegræs – ca. 220.000 ha mod ca. 670.000 ha i år 1900. Under den antagelse, at de manglende ca. 450.000 ha alle kan genplantes med ålegræs, hvad der næppe vil være muligt, vil der over en periode på 30 år kunne opnås et optag af CO<sub>2</sub> på 12 – 47 mio. ton. Når det ikke anses for at være muligt genplante alle forsvundne ålegræsarealer skyldes det tab af egnede habitater. Mange steder hvor ålegræs tidligere har vokset er bunden i dag enten mudderbund eller stenbund, som ikke giver mulighed for opvækst af ålegræs. Etablerede ålegræsbestande optager derudover 0,25 – 0,8 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år på en permanent basis. I dag er udplantning af ålegræs en manuel proces, der er meget arbejdsintensiv og derfor dyr. Prisen for reetablering af ålegræsbede er beregnet til 4.500 – 18.700 kr. pr. reduceret ton CO<sub>2</sub> baseret på tal fra Virkemiddelkataloget, og derfor at betegne som et endog meget dyrt klimatiltag. Nyere tal baseret på en effektiviseret ålegræsudplantning,

ændrer dog så meget på billedet at ålegræs kommer til at rangere som et medium til meget dyrt klimatiltag (696 – 2.843 kr. pr. reduceret ton CO<sub>2</sub>). To faktorer kan bidrage til at gøre ålegræs til et endnu mere omkostningseffektivt klimatiltag: For det første hvis der udvikles teknologi, der effektiviserer udplantningen af ålegræs. For det andet har ålegræs andre væsentlige positive effekter og økosystemtjenester, f.eks. optag af næringsstoffer, erosionsbeskyttelse og øget biodiversitet. Medregnes en eller flere af disse sideeffekter, vil det sandsynligvis kunne gøre ålegræsset til et omkostningseffektivt klimatiltag.

Det understreges også, at det eksisterende ålegræs i danske farvande holder på en stor kulstofpulje (5 – 21 mio. ton CO<sub>2</sub>), som vil blive frigivet, hvis ålegræsset fjernes. Ålegræs bør beskyttes på grund af dette samt dets øvrige økosystemtjenester.

*Saltmarsker:* De danske saltmarskarealer udgør ca. 47.000 ha, mens det skønnes, at der er et samlet potentiale på 71.000 – 142.000 ha saltmarsk i Danmark. Saltmarsk holder på CO<sub>2</sub>-puljer på omkring 180 ton CO<sub>2</sub> pr. ha svarende til, at de danske saltmarsker i alt holder på 8,4 mio. ton CO<sub>2</sub>. Tilvæksten i kulstofpuljen i saltmarskerne er på omkring 4,3 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år, altså meget stor sammenlignet med ålegræsbedene. Det vil altså være muligt at optage 7 – 14 mio. ton CO<sub>2</sub> over en 30-årig periode ved udnyttelse af genopretningspotentialt for saltmarsker. Der findes få danske tal for omkostningerne af genopretning af saltmarsker, men et projekt med genopretning af strandenge i Mariagerfjord Kommune estimeres det at koste mellem 110.000-180.000 kr. pr. ha, hvoraf en stor andel udgøres af frikøb af dyrkningsret på de berørte arealer. Udover kulstofoptag, har saltmarskerne en række andre væsentlige økosystemtjenester, herunder erosionsbeskyttelse og stormflodssikring, næringsstofftilbageholdelse og biodiversitetsbevarelse.

*Kelpskove:* Der er registreret kelp på stenrev i den danske del af Nordsøen og Kattegat, men danske farvande er som hovedregel ikke egnede for vækst af kelp på grund af den ringe udbredelse af grundfjeld og større sten, det generelt lave vand og den lavere saltholdighed i de indre farvande. Der er derfor ikke regnet på deres omkostningseffektivitet for CO<sub>2</sub>-fjernelse, men det må understreges, at naturlige og menneskeskabte stenrev og lignende med kelp bidrager til en øget biodiversitet. Derudover behandler vi mulighederne for produktion af kelparter som sukkertang i tangfarme.

*Den øvrige havbund:* Den øvrige havbund defineres i denne analyse som områder, der ligger så dybt at der ikke er lys nok til, at der kan vokse tang og andre planter, såsom ålegræs. Der skelnes ikke mellem sand- eller mudderbund i de anvendte data og områderne er derfor meget forskelligartede med et stort spænd i kulstof-potentialet. Den øvrige havbund kan indeholde meget store mængder kulstof, 237 – 720 ton CO<sub>2</sub> pr. ha, og er potentielt et af de største kulstoflagre i havet. Dette forudsætter at denne pulje ikke forstyrres, ved menneskelige påvirkninger, som fiskeri med bundslæbende redskaber eller andre påvirkninger, som medfører, at sedimentet hvirvles op, og derved kan øge omsætningen og frigivelsen af kulstof her. Det er dog på nuværende tidspunkt vanskeligt at beregne effekten af fiskeri mv. Ved beskyttelse forventes der at være mindre ophvirvling til vandet, ligesom beskyttelse kan bidrage positivt til biodiversiteten i de danske farvande.

## Generelt om indbygning af blue carbon i biomasse

I vurderingen af potentialerne i indbygning af kulstof i marin biomasse – *blue carbon* – er det vigtigt at skelne mellem følgende begreber:

- Initiel etableringseffekt: Når en ålegræseng, en kelpskov eller en saltmarsk etableres fra ny, sker der en netto opbygning af biomasse indtil en klimaksbiomasse er nået. Når klimaksbiomassen er nået i løbet af en årrække, som når en skov på land opbygger sit ved i løbet af de første år efter skovens etablering, falder denne nettoopbygning gradvist til nul. Der er dog en væsentlig forskel på ålegræsenge i havet og forvaltede skove, herunder klimaskove, på land: Ålegræsengen bliver ikke kun tættere, men spreder sig også sideværts ud fra det sted, den er etableret. Dens areal vil altså øges naturligt over tid.
- Sæsoneffekt: I vækstsæsonen sker der en nettoopbygning af biomasse, som visner ned og delvist nedbrydes i vintersæsonen. Der vil hvert år være et lille overskud af opbygget biomasse, som begravnes og resulterer i permanent immobilisering, såkaldt sekvestrering. Ligesom blade, der falder af træerne om vinteren, bliver en stor del nedbrudt og tilbageført, men en lille del begravnes og immobiliseres, eller *sekvestreres* (se nedenfor).
- Sekvestrering eller permanent immobilisering: Dette er, når det årlige overskud fra opbygningen af biomasse indbygges eller begravnes permanent i havbunden.
- Den etablerede biomassepulje (også nogle gange kaldet *standing stock*): Efter at en klimaksbiomasse er opnået, vil denne være relativt konstant over årene, forudsat at denne ikke forstyrres. Den udgør en pulje af kulstof, som er optaget i biomasse. Ifm. ålegræsenge vil der samtidig etableres der også en større pulje af bunddyr i tilknytning hertil.

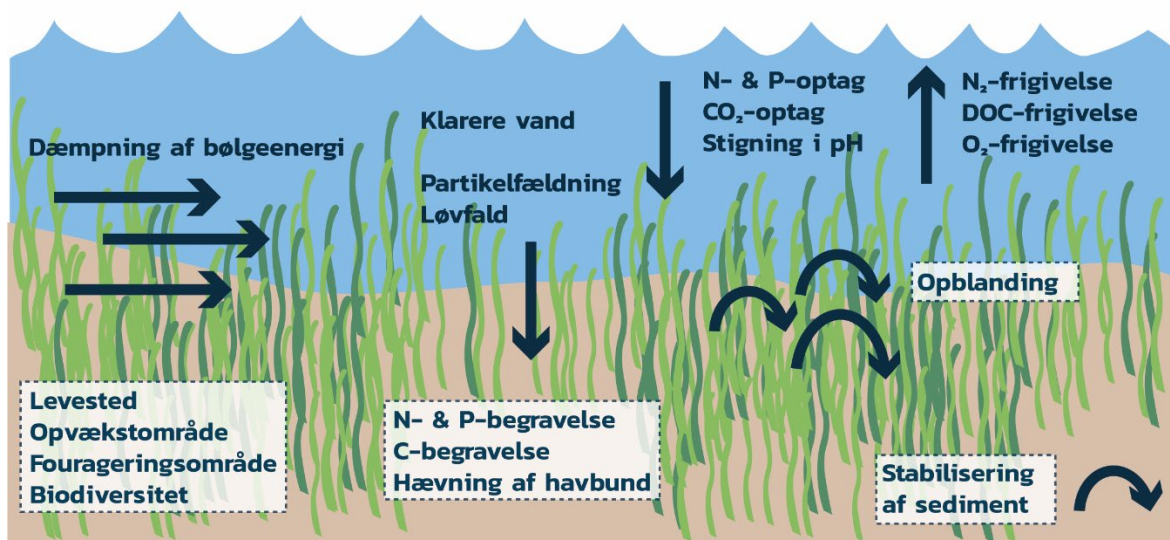
En given eksisterende ålegræseng, kelpskov eller saltmarsk repræsenterer en etableret biomassepulje med et vist kulstofindhold, ligesom den giver anledning til en vis årlig sekvestrering. En nyetableret ålegræseng, kelpskov eller saltmarsk har over en vis årrække en etableringseffekt – et nettokulstofoptag - og etablerer samtidigt gradvist en sekvestrering. Når klimaksbiomassen er opnået, ophører etableringsfasen, mens sekvestreringen fortsætter.

For så vidt angår den øvrige havbund gælder, at kulstoffet løbende lagres som organisk stof i sedimentet, denne tilvækst har ikke på samme måde som de øvrige naturtyper en etableringseffekt, men opbygger kulstof løbende med samme rate over årene.

## Ålegræs

Ålegræs er en marin rodfæstet blomsterplante, som på latin hedder *Zostera marina*. Ålegræsenge er produktive med et højt optag af kulstof, som ved fotosyntese optages som CO<sub>2</sub> fra vandet. Tilstedeværelsen af en ålegræseng dæmper vandbevægelsen i havet (Potouroglou et al. 2017). Den nedsatte vandbevægelse og tilstedeværelsen af ålegræssets rødder bidrager til at stabilisere sedimentet, hvilket nedsætter mobiliseringen af næringsstoffer fra havbunden, og bevirker at ålegræsengene fungerer som en beskyttelse af kysten mod erosion (Lange et al. 2022). Ålegræssets høje produktivitet, relativt langsomme nedbrydning og den mindskede erosion i ålegræsengene, bidrager til deres evne til at etablere og sekvestrere kulstofpuljer (Greiner et al. 2013). Samtidig fungerer ålegræsengene som føde for mange fugle, samt som refugium og opvækstområde for fisk og invertebrater, hvilket bevirker en øget biodiversitet (Pihl et al. 2006; Steinfurth et al. 2022).

**Figur 1.** Illustration af ålegræs funktioner og økosystemtjenester. Illustrationen baseret på Bruhn et al, 2020.



Tidlige biologiske undersøgelser fra omkring år 1900 viser at ålegræsset dengang var langt mere udbredt, end tilfældet er i dag. Det anslås, at mere end 670.000 ha var dækket af ålegræs i år 1900 (Krause-Jensen and Rasmussen 2009). Tilbagegangen skyldes primært den forurening med næringsstoffer (eutrofiering), som har fundet sted især siden anden verdenskrig, og som vi endnu ikke har rettet fuldt op på. Et nyt dansk studium peger på, at ålegræsengenes udbredelse i dag er begrænset af både eutrofiering, fiskeri med bundsløbende redskaber og havopvarmning (Krause-Jensen et al. 2021). Dertil kommer anlægsprojekter langs kysten, som tildækker ålegræsbede. Det anslås, at vi i dag har ca. 220.000 ha ålegræs tilbage, altså mindre end en tredjedel af den oprindelige mængde ålegræs i de danske farvande (Röhr et al. 2016). Der er derfor et potentiale for at binde CO<sub>2</sub> samt næringsstoffer i ålegræsbiomasse, hvis vi kan få mere ålegræs tilbage i de danske farvande. I den sammenhæng må det dog bemærkes, at den ovenfor nævnte forurening med næringsstoffer og øvrige påvirkninger har bevirket ændringer i de kystnære økosystemer, som modvirker reetableringen af ålegræs. Ikke mindst er bunden blevet rigere på organisk stof og dermed løsere i sin struktur, hvilket kan forhindre ålegræsplanterne i

at slå rod (Valdemarsen et al. 2010). Det er derfor ikke forventningen, at der kan reetableres ålegræs alle de steder, det fandtes tidligere, selvom man nogle steder vil kunne løse problemet med den løsere havbund ved at udlægge et lag sand oven på denne, såkaldt sandcapping (Bruhn et al. 2020). Andre steder hvor ålegræsset voksede på eksponeret havbund har fjernelsen af ålegræsset og dets stabiliserende virkning bevirket at bunden nu er en stenbund, der ikke giver mulighed for opvækst af ålegræs. Yderligere er niveauet af næringsstoffer i mange af de indre danske farvande endnu så højt at udskygning og overgroning af alger stadig vil begrænse ålegræssets vækst flere steder.

## Kulstofpuljer i ålegræs

### Etableret biomassepulje

Denne afhænger af forskellige parametre, herunder især

- Ålegræssets tæthed
- Havbundens eksponering
- Vanddybden

Disse parametre er delvist afhængige af hinanden, så man finder de højeste kulstofpuljer i de tætteste ålegræsbestande, som man igen finder på beskyttede steder på en vis dybde – og omvendt de laveste kulstofpuljer i spredte ålegræsbestande, som typisk vokser på eksponerede steder på lavt vand.

I danske ålegræsenge udgør puljen af levende biomasse 60 – 240 g C pr. m<sup>2</sup> med en median på 100 g C pr. m<sup>2</sup>. Hertil kommer en ophobet pulje af kulstof i sedimentet på 580 – 2.400 g C pr. m<sup>2</sup> med en median på 1.300 g C pr. m<sup>2</sup>. Den samlede pulje af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter bundet i danske etablerede ålegræsbestande og i sedimentet under disse udgør altså 23,5 – 97 ton CO<sub>2</sub> pr. ha.

Sammenholder man disse puljer med det estimerede areal af ålegræs, finder man, at de nuværende danske ålegræsenge tilbageholder en kulstofpulje svarende til mellem 5,2 og 21,3 mio. ton CO<sub>2</sub>, mens ålegræsengene omkring år 1900 har tilbageholdt en kulstofpulje svarende til 15,7 – 65 mio. ton CO<sub>2</sub>. I 2020 var den samlede territoriale udledning af drivhusgasser i Danmark 42 mio. ton ifølge Danmarks Statistik. De nuværende danske ålegræsenge tilbageholder altså kulstof svarende til mellem 12 og 51 pct. af Danmarks samlede udledninger af drivhusgasser i 2020.

### Permanent immobilisering / sekvestrering

Denne udgør for etablerede ålegræsbestande 6,5 – 22 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år med en median på 11 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år svarende til 0,25 – 0,8 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år.

### Initiel etableringseffekt

Et studie i Horsens Fjord finder en tilvækst af levende biomasse på 120 ± 14 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år (svarende til 4,5 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år) i de første 2 ¼ år efter eksperimentel udplantning af ålegræs (Lange et al., 2022). Da tilvæksten vil aftage efterhånden som biomassen nærmer sig sin klimaksværdi, er det rimeligt at antage, at klimaksbiomassen vil kunne opnås efter 5 – 10 år,



hvorefter den initiale etableringseffekt ophører. Ved den eksperimentelle udplantning af ålegræs i Horsens Fjord findes en permanent immobilisering i etableringsfasen på 822 kg C pr. ha pr. år, svarende til ca. 3 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år (Bruhn et al. 2020). Ved afslutningen af studiet var der opnået en oplagring af kulstof i bunden der var ca. 1/3 større end lageret i den ikke-bevoksede bund (etableringseffekt), mens lageret i bunden (standing stock) under etablerede ålegræsbestande var ca. dobbelt så stor som i den ikke-bevoksede bund (Lange et al. 2022).

## Økonomi

Forskellen mellem dagens areal for ålegræs og arealet i 1900 er omkring 450.000 ha. De 450.000 ha kan derfor betragtes som det maksimale areal, hvor der kan genetableres ålegræs. I virkeligheden er tallet lavere, da der er mange steder, hvor der i dag ikke længere kan vokse ålegræs. Det handler om områder hvor bunden er blevet for mudret på grund af tilførsel af organisk stof på grund af eutrofiering, eller hvor bunden omvendt er blevet til en stenbund på grund af fraværet af ålegræssets stabiliserende effekt. Der kendes dog ikke det præcise tal, hvorfor 450.000 ha bruges som et maksimum. Genetablerede man ålegræs i et område svarende til 450.000 ha, vil man over en 30-årig periode opnå et optag af CO<sub>2</sub> på 11,7– 47,2 mio. ton CO<sub>2</sub>. Dvs. potentielt mere end den samlede territoriale udledning af drivhusgasser i Danmark i 2020. En ting er hvad potentialet er. En anden ting er, om det er et omkostningseffektivt klimatiltag (dvs. om er genetablering af ålegræs er billigt sammenlignet med andre løsninger, som f.eks. udtagning af lavbundslande).

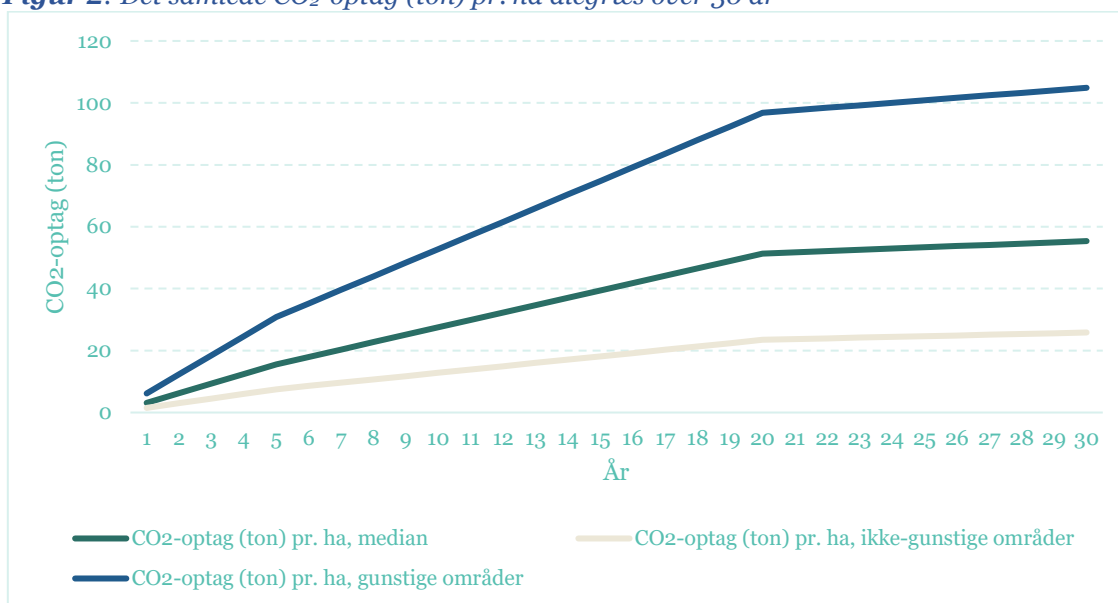
For at beregne omkostningen pr. reduceret ton CO<sub>2</sub> (den såkaldte ”skyggepris”) ved ålegræs som et klimatiltag, er det nødvendigt med data om, hvor meget og hvor hurtigt den nyetablerede ålegræseng vil optage CO<sub>2</sub> samt etableringsomkostningerne ved genetablering af ålegræs.

Vi baserer vore beregninger på to scenarier: Det første scenarie tager udgangspunkt i den fremgangsmåde og de tal som findes i det såkaldte ”Virkemiddelkatalog” (Bruhn et al. 2020). Det andet scenarie tager udgangspunkt i senere effektiviseringer af ålegræsudplantningen, som imidlertid endnu ikke er fuldt ud publicerede. I Virkemiddelkataloget baseres udplantningerne på en skudtæthed på 20 skud pr. m<sup>2</sup>, mens man med de senere effektiviseringer er nået ned på at bruge 1,4 – 1,5 skud pr. m<sup>2</sup> (Larsen et al. 2021, Mogens Flindt, pers. komm.). Da en stor del af udgifterne til ålegræsudplantning udgøres af løn, og arbejdet især er knyttet til at sætte de enkelte skud i havbunden, gør det en stor forskel hvor mange hektarer, man kan dække med et vist antal skud.

### Scenarie baseret på Virkemiddelkataloget

For etableringsomkostningerne er der taget udgangspunkt i tal fra Bruhn et al. (2020), som er baseret på danske restaureringsforsøg. Dette er de nyeste officielle tal. Ifølge Bruhn et al. (2020) kommer de frem til en budgetmæssig omkostning på 249.086 kr. pr. ha, jf. tabel 1. Omregnes dette til en samfundsøkonomisk omkostning (ved at gange tallet med nettoafgiftsfaktoren og skatteforvridningsfaktoren, jf. appendiks), fås en samfundsøkonomisk omkostning på 350.713 kr. pr. ha.

**Figur 2:** Det samlede CO<sub>2</sub>-optag (ton) pr. ha ålegræs over 30 år



I beregningerne antages det, at den initiale etableringseffekt varer 5 år for den levende biomasse, men fortsætter i op til 20 år for sedimentets kulstofpulje. Herefter vil der være et begrænset nettooptag i form af sekvestrering, muligvis på permanent basis. I figur 2 kan forløbet ses ved at bruge medianen samt et højt og lavt forløb. Det høje forløb kan fortolkes som områder, hvor der er særlig gunstige forhold for ålegræsenge, mens det lave forløb kan tolkes som områder, hvor der er mindre gunstige forhold.

*Tabel 1: Etableringsomkostninger ved etablering af 1 hektar ålegræs. Kilde: Bruhn et. al (2020) og egne beregninger. Det bør noteres at de samfundsøkonomiske omkostninger er højere i denne analyse end de samfundsøkonomiske omkostninger i Bruhn et. al (2020). Dette skyldes, at der i disse beregninger også tages højde for skatteforvriddningseffekterne, jf. appendiks.*

	<b>Budgetøkonomisk omkostning (kr./ha)</b>	<b>Samfundsøkonomisk omkostning (kr./ha)</b>
Arbejdskraft (løn)	234.750	330.528
Udstyr og materiale-forbrug	14.336	20.185
<b>Samlede etableringsomkostninger</b>	<b>249.086</b>	<b>350.713</b>

De samlede samfundsøkonomiske etableringsomkostninger anvendes sammen med tal for CO<sub>2</sub>-optaget i ålegræs til at beregne en såkaldt skyggepris på etablering af nye ålegræsområder. I virkeligheden forventes etableringsomkostningerne at variere fra sted til sted, da udplantning af ålegræs i nogle områder kræver en lavere/højere arbejdsindsats end i andre områder. De faktiske etableringsomkostninger kan derfor variere fra projekt til projekt. I beregningen antages desuden, at etableringen af ålegræs ikke sker i områder, hvor det vil forhindre en eksisterende økonomisk aktivitet (f.eks. muslingskrab). Hvis der plantes ålegræs i områder med

eksisterende økonomisk aktivitet, vil omkostningerne være højere end dem i Tabel 1, da der i så fald skal medregnes faldet i værditilvæksten fra den eksisterende økonomiske aktivitet.

Der er også forskel på hvor meget CO<sub>2</sub>, der optages i ålegræs afhængig af f.eks. ålegræssets tæthed og vanddybden. Starter man med at etablere ålegræs de mest gunstige steder, er skyggeprisen stigende med indsatsen. Der er derfor beregnet en skyggepris for gunstige områder, en gennemsnitlig skyggepris og en skyggepris for ikke-gunstige områder. Der er taget udgangspunkt i de tre forløb fra figur 2. Det antages således, at medianforløbet fra figur 2 kan bruges som et gennemsnit for CO<sub>2</sub>-optaget ved fremtidig ålegræsetablering.

Klimarådet (Klimarådet 2020a) har grupperet de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige klimatiltag i kategorier. Ifølge rapporten kan tiltag med en skyggepris på over 2.000 kr. karakteriseres som meget dyre klimatiltag. Så når udplantning af ålegræs har en gennemsnitlig skyggepris på 8.718 kr., må det betegnes som et meget dyrt klimatiltag (her skal man dog være opmærksom på, at Klimarådets gruppering er inkl. sideeffekter – se nedenfor). Selv i særligt gunstige områder, hvor der vil være et højere optag af CO<sub>2</sub>, er etablering af ålegræs et meget dyrt klimatiltag. Så konklusionen på baggrund af disse beregninger er, at når der alene kigges på ålegræs som et klimatiltag (CO<sub>2</sub>-optag), så findes der væsentligt billigere tiltag. F.eks. har Klimarådet (Klimarådet 2020b) beregnet en skyggepris for udtagning af lavbundsjord på 227 kr., udelukkende som klimatiltag (der inkluderes ikke sideeffekter som f.eks. optag af kvælstof). Sagt på en anden måde, så vil man for de samme penge kunne få 20 gange så meget CO<sub>2</sub> optag ved udtagning af lavbundsjord som ved udplantning af ålegræs i gunstige områder.

**Tabel 2:** Samfundsøkonomisk omkostning pr. reduceret ton CO<sub>2</sub> (skyggepris) ved etablering af ålegræs

	<b>Skyggepris (gunstige områder)</b>	<b>Skyggepris (gennemsnit)</b>	<b>Skyggepris (ikke-gunstige områder)</b>
- uden sideeffekter	4.588 kr.	8.718 kr.	18.726 kr.
- med sideeffekter	<i>Ikke beregnet</i>	<i>Ikke beregnet</i>	<i>Ikke beregnet</i>

Trods den høje skyggepris kan det ikke afvises, at udplantning af ålegræs er eller kan blive et efficient klimatiltag, også under dette scenarie. Ålegræs har nemlig andre væsentlige positive effekter, f.eks. optag af kvælstof, erosionsbeskyttelse og øget biodiversitet.

Ifølge Virkemiddelkataloget (Bruhn et al. 2020) er etablering af ålegræs en meget arbejdskraftintensiv proces, hvor de største etableringsomkostninger kommer fra aflønning af ansatte (ca. 95% af omkostningerne er lønomkostninger, jf. Tabel 1). Det er primært de høje arbejdskraftomkostninger, som gør ålegræs til et meget dyrt klimatiltag. Så hvis skyggeprisen ekskl. sideeffekter skal reduceres, kræver det en markant effektivisering af etableringsprocessen.

### **Scenarie baseret på effektiviseret udplantning**

Det er derfor yderst relevant at inddrage de nyeste tal fra de seneste forsøgsudplantninger, selvom disse tal endnu ikke har været igennem videnskabelig fagfællebedømmelse. Hvor Virkemiddelkataloget (Bruhn et al. 2020) opererer med udplantning af 20 ålegræsskud pr. m<sup>2</sup>, er der nu foretaget udplantninger, hvor man i langt højere grad udnytter ålegræsset evne til

vegetativ formening: Ålegræs vokser med udløbere (på samme måde som f.eks. jordbær), og en enkelt plante kan derfor komme til at dække et større areal på kort tid. Ved at udnytte denne evne hos ålegræsset kan man nøjes med at plante 1,5 skud pr. m<sup>2</sup> (Larsen et al. 2021b, Mogens Flindt, pers. komm.), og stadig opnå samme dækningsgrad. Dette betyder en langt mindre arbejdsintensiv udplantningsproces, og selvom der ikke kan forventes en lineær sammenhæng mellem antallet af udplantede skud og den anvendte arbejdstid, kan man formentlig reducere arbejdstiden og dermed arbejdslønnen til 1/10, hvilket giver nogle helt andre tal for omkostningerne. Disse tal fremgår af de følgende tabeller:

**Tabel 3:** Etableringsomkostninger ved etablering af 1 hektar ålegræs, baseret på en effektiviseret udplantningsstrategi, der reducerer arbejdskraften til 1/10.

	<b>Budgetøkonomisk omkostning (kr./ha)</b>	<b>Samfundsøkonomisk omkostning (kr./ha)</b>
Arbejdskraft (løn)	23.475	33.053
Udstyr og materiale-forbrug	14.336	20.185
<b>Samlede etableringsomkostninger</b>	<b>37.811</b>	<b>53.238</b>

**Tabel 4:** Samfundsøkonomisk omkostning pr. reduceret ton CO<sub>2</sub> (skyggepris) ved etablering af ålegræs med de senest rapporterede effektiviseringer

	<b>Skyggepris (gunstige områder)</b>	<b>Skyggepris (gennemsnit)</b>	<b>Skyggepris (ikke-gunstige områder)</b>
- uden sideeffekter	696 kr.	1.323 kr.	2.843 kr.
- med sideeffekter	<i>Ikke beregnet</i>	<i>Ikke beregnet</i>	<i>Ikke beregnet</i>

Dette betyder at reduktion af CO<sub>2</sub> går fra at være et generelt meget dyrt tiltag iflg. Klimarådet til at spænde fra et medium tiltag (gunstige områder) over et dyrt (medianen) til et stadigt meget dyrt tiltag (ikke-gunstige områder) ifølge Klimarådet (Klimarådet 2020).

### Andre forhold

Der er en række andre forhold, som påvirker prisen for udplantning af ålegræs, men hvor det ikke har været muligt at sætte tal på værdien af eller prisen for i denne sammenhæng:

- Som det er nævnt ovenfor, spreder ålegræsset sig med udløbere. Dette betyder både at ålegræsset har en god evne til at fortætte sig indenfor de enkelte bevoksninger, hvilket er den effektivisering som er inddraget ovenfor, men det betyder også at ålegræsset vil have en tendens til at sprede sig udover det areal, som oprindeligt er tilplantet. Dette repræsenterer på en måde en gratis ålegræsudplantning, som det ikke har været muligt fuldt ud at sætte tal på størrelsen eller værdien af i denne sammenhæng.
- De danske ålegræsudplantninger har hidtil fundet sted på relativt lavt vand, hvor det har været muligt at arbejde med snorkel, hvilket ikke stiller særlige krav til de personer, der udfører arbejdet. Hvis der iværksættes en stor-skala kommerciel og professionel udplantning af ålegræs i danske farvande, er det sandsynligt at denne, i hvert fald i nogle områder, kommer til at gøre brug af erhvervsdykkere, hvilket vil fordyre

udplantningen (Moksnes et al. 2016). Det har ikke været muligt at inddrage denne udgift i analysen for nærværende.

- I modsat retning af ovenstående tæller, at man kan forestille sig udvikling af ny teknologi, f.eks. baseret på robotter, som vil kunne automatisere eller på anden måde effektivisere udplantningen yderligere og dermed reducere omkostningerne væsentligt.
- Det skal endeligt understreges at alle de angivne priser for ålegræsudplantning er uden udgifter til forskning, udvikling, erfaringsopsamling, dokumentation m.v., hvilket der bør afsættes de nødvendige midler til.

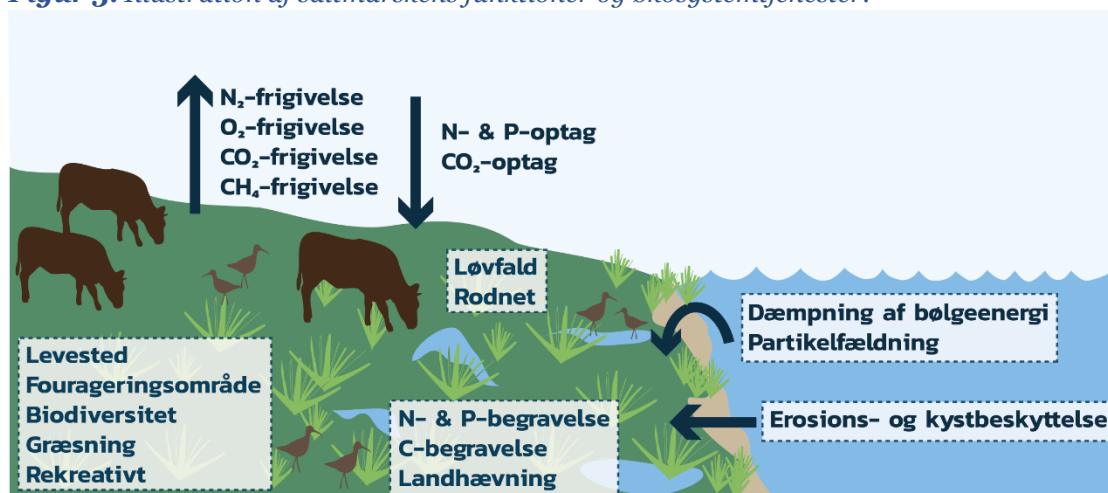
Det er vigtigt at bemærke, at Klimarådets kategorisering er inkl. sideeffekter (f.eks. optag af kvælstof). Ålegræssets optag af kvælstof kan kvantificeres og prissættes og dermed medtages som en sideeffekt i skyggeprisberegningen. På den måde kan der laves en mere retvisende vurdering af, hvilken kategori genetablering af ålegræsset tilhører. Beregninger tyder på, at ålegræs har en større værdi som kvælstof-binder end som CO<sub>2</sub>-binder (Bruhn et al. 2020), og at skyggeprisen reduceres markant, når dette også medtages. Det er mere vanskeligt at kvantificere og værdisætte den øgede biodiversitet og kystbeskyttende effekt, som en ny ålegræseng giver anledning til, og denne sideeffekt vil derfor ikke blive medtaget i beregningen. Effekter for biodiversiteten og den kystbeskyttende effekt bliver heller ikke medtaget som sideeffekter i Klimarådets beregninger.

## Saltmarsk

Saltmarsker er en fællesbetegnelse for lavtliggende områder dækket af plantevækst, som jævnligt oversvømmes af saltvand. Disse områder kan inkludere naturtyper med stor variation i vegetationstype, og dækker eksempelvis over strandenge, rørsumpe og vadegræsområder, der alle har forskellige egenskaber blandt andet også ift. akkumulering og frigivelse af kulstof. Det er netop de jævnlige oversvømmelser af saltvand, der er grundlaget for disse områders effektive lagring af kulstof. Planternes stængler og blade gør, at hastigheden for det gennemstrømmende vand nedsættes, hvilket betyder, at det organiske materiale, fra bl.a. alger og sediment, synker ud og lægger sig på bunden. Udover dette vil det organiske materiale, der kommer fra planternes rødder og fældede blade, også blive tilført denne pulje ved begravelse. De jævnlige oversvømmelser bidrager desuden til at holde jordbunden iltfri, hvilket begrænser nedbrydningen af det organiske stof. Saltmarsker er meget produktive økosystemer, og da produktionen ofte overstiger nedbrydningen, resulterer dette i at marsken både vil hæve sig og udvide sig, da den akkumulerer sediment og organisk materiale. Denne hæving og akkumulering af organisk materiale over lang tid gør, at saltmarsken ikke bliver mættet af kulstof, som eksempelvis skove gør, og derfor har et stort potentiale for kulstoflagring over længere tid. De iltfrie forhold i saltmarsksedimenter kan dog være medvirkende til dannelse af andre drivhusgasser (metan og lattergas), som kan modvirke kulstoflagringsgevinsten i en klimasammenhæng. Betingelserne der påvirker størrelsen af drivhusgasfrigivelse fra saltmarsker er dårlig undersøgt.

Foruden binding og lagring af kulstof, bidrager saltmarsker også til en lang række andre økosystemtjenester herunder erosionsbeskyttelse og stormflodssikring, græsning for kreaturer, filtrering og tilbageholdelse af næringsstoffer og miljøfremmede stoffer, bevarelse af biodiversitet, rekreativt brug og turisme. Udover at saltmarsker og strandenge er en stor del af den danske naturkulturarv, udgør de danske områder desuden 79% af denne naturtype i Europa (Ebbensgaard et al. 2022).

**Figur 3.** Illustration af saltmarskens funktioner og økosystemtjenester.



I dag dækker disse områder i Danmark omkring 46.734 ha (seneste opgørelse fra 2016, Miljøstyrelsen 2022). Da store områder af saltmarsk er blevet landindvundet i løbet af de seneste århundreder, og i dag bl.a. ligger bag diger, er dette tal langt lavere end det historiske. Der er derfor et stort potentiale for genetablering af saltmarsker, og et projekt ved SDU har identificeret 71.000-142.000 ha områder med potentiale for genopretning (Najbjerg Hansen et al. 2021). Det vil dog kræve, at der genetaberes saltmarsker eller strandenge på områder der på nuværende tidspunkt har anden anvendelse. Desuden vil det ofte kræve, at man fjerner eller ændrer nuværende kystbeskyttelses foranstaltninger, som f.eks. diger. Uden fjernelse af disse forhindringer vil havvandstigninger føre til et tab af saltmarskhabitater, da kystnaturen pga. disse barrierer ikke kan flytte sig længere ind i landet, dette kaldes også ”coastal squeeze” (Ebbensgaard et al. 2022).

## Kulstofpuljer i saltmarsk

### Etableret biomassepulje

I etablerede saltmarsker udgør den samlede pulje af levende biomasse og kulstof i jorden 530 – 6.000 g C pr. m<sup>2</sup>, med en median på 4.800 g C pr. m<sup>2</sup>, svarende til 19,5 – 220 ton CO<sub>2</sub> pr. ha, med en median på 180 ton CO<sub>2</sub> pr. ha. Dvs. den eksisterende saltmarsk tilbageholder en kulstofpulje i omegnen af 0,9 – 10,3 mio. ton CO<sub>2</sub>. Dette er svarende til 20 pct. af den samlede territoriale udledning af drivhusgasser i Danmark i 2020.

### Permanent immobilisering / sekvestrering

Denne udgør i saltmarsker 80 – 190 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år med en median på 120 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år. Dette svarer i CO<sub>2</sub> – ækvivalenter til 3 – 7 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år, med en median på 4,3 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år.

### Initial etableringseffekt

Dette findes der kun få studier af, men den initiale tilvækst er fundet til ca. 100 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år (3,9 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år) de første 20 år, aftagende til 65 g C pr. m<sup>2</sup> pr. år (2,4 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år) de næste 80 år, frem til 100 år efter etableringen af saltmarsken (Burden et al. 2019).

## Økonomi

Ved en genetablering af saltmarsker på 71.000 – 142.000 ha, vil der potentielt kunne optages 7 – 14 mio. ton CO<sub>2</sub> over en 30-årig periode. Dette er svarende til 17 – 33 pct. af Danmarks samlede udledning af drivhusgasser i Danmark i 2020. Det har ikke været muligt at lave beregninger af omkostningen pr. reduceret ton CO<sub>2</sub> (såkaldt ”skyggepris”) for genetablering af strandeng, da der kun findes sparsom data for etableringsomkostninger.

Ved genetablering af strandeng forventes de primære udgifter at gå til frikøb af dyrkningsret på berørte arealer samt flytning af diger og opfyldning af grøfter, udover vil yderligere udgifter kunne være knyttet til eventuel fjernelse af bevoksning, dræn, og eventuelle naturfremmende tiltag såsom genslyngning af åløb og etablering af vandhuller til padder m.v.. Et projekt med genopretning af strandenge i Mariagerfjord Kommune estimeres at koste mellem 110.000-

180.000 kr. pr. ha, og da projektet omfatter 8 km dige, svarer dette til 5.250-8.600 kr. pr. km dige. Det skal dog understreges at disse tal er estimerede skøn og kun glæder landbrugsjord i omdrift, samt at der ikke er taget forbehold for afværgeforanstaltninger ift. fosforfrigivelse, naturfremmetiltag, eller nedlæggelse af dige- og pumpelag (Jens Peter Neergaard Rasmussen, pers. komm.). Der findes ligeledes estimater for pleje- og overvågningsomkostninger for saltmarsker (Espensen et al. 2018).

## Kelp

”Kelp” er en samlebetegnelse for de store arter af tangplanter, især brunalger. De store tangplanter kan kun vokse, hvor der er en hård bund, de kan hæfte sig fast på. Det vil sige, at de vokser, hvor der er klippekyster, eller som minimum store sten på havbunden. Desuden vokser de bedst, hvor vandet har en høj saltholdighed. Norges kyster er derfor præget af store kelpskove, og også ved Færøernes og Grønlands kyster findes der kelpskove. De danske farvande er derimod typisk præget af blødere bund uden grundfjeld, og en fælles nordisk undersøgelse af forekomsten og betydning af kelp i danske farvande understreger, at de danske farvande generelt ikke er egnede som habitat for kelp, selvom der findes kelp også i danske farvande i begrænset omfang på naturlige og anlagte stenrev, havnemoler m.v. (Frigstad et al. 2020). Der er findes forekomster af kelp på stenrev i den danske del af Nordsøen og Kattegat i et vist omfang (García et al. 2019; de Bettignies et al. 2021), og det kan ikke udelukkes, at der er flere forekomster i områder med stenrev, der endnu ikke er fundet eller opmålt.

Det må desuden understreges, at hvis kelpen omsættes på lavt vand, vil den optagede CO<sub>2</sub> blive frigivet igen til vandet, da det ikke på samme måde som med ålegræs indlejres i sedimentet under planten. Nettoeffekten af kelpens kulstofoptag vil derfor være lig nul på lavt vand. Et netto-kulstofoptag i kelp forudsætter, at den døde kelp ”falder ned” på store vanddybder, hvor der sker en permanent lagring af CO<sub>2</sub> ved begravelse af det organiske materiale.

## Kulstofpuljer i kelp

I modsætning til for f.eks. ålegræs, findes der ikke sediment på kelpens naturlige voksesteder – sten og klippekyster – hvori kulstoffet kan sekvestreres. I danske farvande findes der kun klippekyster ved Bornholm, hvor vandets saltholdighed til gengæld er lav, men de danske farvande er også generelt lavvandede, sammenlignet med de norske fjorde, således at CO<sub>2</sub>, som er optaget i kelpen alt overvejende vil blive frigivet igen når kelpen dør. En fælles nordisk rapport modellerer forekomsten af kelp i de nordiske farvande ud fra viden om bundforholdene, men konkluderer at modellen er så grovkornet, at denne fremgangsmåde giver et kraftigt overestimat af forekomsten af kelp i danske farvande, hvor kelp primært forekommer på begrænsede, isolerede stenrev. Gruppen bag rapporten ender derfor med at udelade modellerede kelp forekomster fra danske farvande i del hele taget (Frigstad et al. 2020). I norske farvande estimeres det, at der findes 6.000 – 9.300 km<sup>2</sup> bevokset med kelp, som bidrager med et kulstofoptag på 503.000 ton C pr. år, eller 1,8 mio. ton CO<sub>2</sub> pr. år (Frigstad et al. 2020). Tilsvarende estimater har som anført ikke kunne laves for Danmark, da de danske farvande generelt ikke har lige så gunstige forhold for kelp.



Det skal understreges at etablering af stenrev og tilhørende kelp vil udgøre et væsentligt bidrag til at forbedre biodiversiteten.

Ud over naturlige kelp-forekomster kan der etableres egentlige tangfarme, der som regel vil have en produktion baseret på kelp-arter. Der findes ikke meget data på produktiviteten af danske tangfarme, da der ikke er en veludbygget tangproduktion i Danmark, men tilgængelige data peger på en realistisk produktion (kulstofoptag) på 0,20 – 0,25 ton C pr. ha pr. år, svarende til 0,8 – 0,9 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år (Marinho et al. 2015). Det skal understreges, at hvis disse mængder skal udgøre et egentligt netto CO<sub>2</sub>-optag, skal tangen ikke blot høstes og fjernes fra de marine områder til videre forarbejdning, men den kan i princippet heller ikke anvendes til konsum, da dette vil frisætte det optagede kulstof. Forbruges sukkertang til konsum, vil der derfor ikke være et årligt nettooptag af CO<sub>2</sub> (eller det vil i så fald være meget begrænset). Det kan derfor være svært at bruge tangfarme som et egentligt klimatiltag. Dette vil enten kræve, at sukkertangen indlejres i f.eks. tekstiler eller byggematerialer, hvor CO<sub>2</sub>-indholdet ikke vil blive frigivet. Eller hvis sukkertang kan substituere mere klimabelastende fødevarer, som f.eks. kød, eller substituere fossilt brændstof.

## Økonomi

Der er ikke foretaget økonomiske beregninger af naturlige kelp-forekomsters kulstofoptag.

I forhold til tangfarme må det understreges, at selv hvis den tilbageholdte CO<sub>2</sub> ikke vil blive frigivet, og der derfor vil være et årligt nettooptag af CO<sub>2</sub> ved en tangfarm, må det på nuværende tidspunkt karakteriseres som et meget dyrt klimatiltag. Ifølge Bruhn et al. (2020) er den samfundsøkonomiske omkostninger pr. hektar dyrkningsanlæg 104.368 kr. pr. ha pr. år.<sup>1</sup> Bruges der et årligt nettooptag på 0,8 – 0,9 ton CO<sub>2</sub> pr. ha pr. år, fås der en skyggepris på 89.000 – 101.000 kr. Det må altså karakteriseres som et meget dyrt klimatiltag at lave egentlige tangfarme, hvilket både kommer fra de høje samfundsøkonomiske omkostninger samt det relative lave årlige CO<sub>2</sub>-optag.

## Den øvrige havbund

Dette afsnit omhandler den øvrige havbund i områder hvor der ikke forekommer ålegræs- eller tangvækst, enten på grund af mangel på passende substrat, eller på grund af manglende lys på større vanddybder. Denne havbundstype er især repræsenteret af sand- og mudderbund, hvor mudderbunden indeholder større mængder kulstof end sandbunden. Havbunden modtager store mængder af organisk stof blandt andet fra planteplanktonets primærproduktion, men også fra bakterier, dødt materiale og ekskrementer fra dyr, der daler ned på bunden fra de overliggende vandmasser. På havbunden vil den del af det organiske stof, der ikke bliver omsat, langsomt blive begravet og sekvestreret i en immobil kulstofpulje, et kulstoflager. Havbundens indhold af organisk stof, og dermed kulstof, afhænger dels af, hvor meget kulstof havbunden

---

<sup>1</sup> I Bruhn et al. (2020) rapporteres tallet 94.880 kr. Bruhn et al. (2020) inkluderer dog ikke skatteforvridningseffekten, hvilket medtages i disse beregninger (jf. appendiks). Medtages skatteforvridningseffekten, fås en samfundsøkonomisk omkostning på 104.368 kr.

modtager i form af materiale fra de overliggende vandmasser, men også af strømforholdene ved havbunden. Opbygningen af en kulstofrig mudderbund kræver at de fine mudderpulverpartikler ikke føres bort af strømmen eller på grund af andre forstyrrelser, f.eks. fiskeri med bundsløbende redskaber. Mudderbunden findes derfor især på dybere vand med rolige strømforhold og hvor der ikke forekommer andre forstyrrelser, mens lavere vand med kraftigere strøm og/eller andre forstyrrelser typisk vil være præget af sandbund med et lavere indhold af kulstof. Hvis denne pulje ikke forstyrres, således at den bliver tilbageført og omsat i vandsøjlen, vil den kunne udgøre et af de største potentialer for kulstoflagring i havet (Atwood et al. 2020).

## Kulstofpuljer i den øvrige havbund

Kulstofpuljerne for de øverste dele af sedimentet er relativt kendt for de fleste substrattyper, men meget lidt vides om de nedre dele af sedimentet, hvori den permanente kulstoflagring (sekvestrering) primært sker. Der findes ikke specifikke tal for kulstoflagringen i den ikke-plantbevoxede havbund for Danmark, men baseret på et omfattende studie af den globale kulstoflagring i havbunden (Atwood et al. 2020), hvorfra vi har udtrukket relevante data for de danske farvande, især Nordsøen og Østersøen, kan kulstoflagringen estimeres til at ligge på, hvad der svarer til mellem 237-720 ton CO<sub>2</sub> pr. ha (Seiter et al. 2004; Cartapanis et al. 2016; Burrows et al. 2017). Arealet af det danske hav dækker 105.000 km<sup>2</sup>. Den ikke-plantbevoxede sand- og mudderbund udgør en overvejende del af substratet i de danske farvande, og den samlede kulstoflagring i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter kan derfor estimeres til 247 – 7.470 mio. ton CO<sub>2</sub>.

Store dele af den danske havbund er dog udsat for forstyrrelse med bundsløbende fiskeredskaber i tillæg til den naturlige forstyrrelse, der skyldes strømme og storme (DTU Aqua 2021; Miljø- og Fødevarerministeriet 2018). Dertil skal lægges – særligt på lavere vand – forstyrrelse fra skibsfart og andre menneskelige aktiviteter. Sedimentet i disse områder er derved i risiko for resuspension og omsætning af det organisk bundne kulstof. En forstyrrelse af havbunden vil potentielt kunne reducere lagringen af organisk kulstof som følge af forskellige processer, herunder: en lavere produktion af fauna og flora, opblanding af sedimentlagene, transport af sediment, tab af løst organisk materiale, samt øget resuspension af sediment til vandmasserne som medfører iltning og øget omsætningen. Der findes dog også modsatrettede processer som følge af forstyrrelser, der, til større eller mindre grad, vil kunne modvirke den negative påvirkning på kulstoflagringen. Dette er processer som reduktion af fauna der kan føre til reduceret iltning af sedimentet (bioturbation) og reduceret respiration fra dyresamfund, øget transport af sediment til dybhavet, og øget primærproduktion som følge af frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet til de øvre vandmasser (Epstein et al. 2022).

En øget omsætning ved forstyrrelse af bundsløbende fiskeredskaber i dansk farvand er vurderet at have potentiale for en øget frigivelse af kulstof i omegnen af 16-40 mio. ton (DTU Aqua 2021; Sala et al. 2021). Dette er dog sandsynligvis et overestimat (DTU Aqua 2021), med stor usikkerhed, da der for Danmark er begrænset data og disse processer er, som ovenfor beskrevet, meget komplekse, og ikke alle delprocesser er inkluderet i denne opgørelse, ligeledes er der stor variation i frigivelsen mellem substrattyper (Epstein et al. 2022), som der ikke tages højde for i denne beregning. Der er dog uden tvivl et potentiale i disse habitaters kulstoflagringsevne, som også bør tages i betragtning ved udpegning og forvaltning af beskyttede havområder.

Udover at udgøre et stort kulstoflager, bidrager den øvrige havbund også til biodiversiteten og som et vigtigt led i havets fødekæde og økosystemtjenester, da mange af disse områder har en høj produktion, og derfor virker som fødekammer for en lang række konsumarter.

## Økonomi

Der er ikke foretaget økonomiske beregninger af den øvrige havbunds kulstofoptag. Der er derfor heller ikke lavet beregninger af, hvilke økonomiske effekter det vil have for fiskerierhvervet og dens følgeerhverv, hvis der udvælges områder, hvor der forbydes fiskeri med bundslæbende redskaber.

## Tak

En stor tak til lektor Mogens Flindt, Syddansk Universitet, institutleder Gary T. Banta, Syddansk Universitet og seniorforsker Jørgen L. S. Hansen, Aarhus Universitet, som har læst og kommenteret analysen undervejs i arbejdet. Deres kommentarer har været særdeles værdifulde for kvalitetssikringen af analysen. Eventuelle tilbageværende fejl og mangler er alene Tænketanken Havs ansvar.

# Appendiks

## Metode for beregning af skyggeprisen

I analysen beregnes der en skyggepris (dvs. den samfundsøkonomiske omkostning pr. ton reduceret drivhusgas). Nedenstående tekst beskriver metoden for beregningerne samt den anvendte data.

Som beskrevet af Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet (Klima- Energi- og Forsyningsministeriet 2021) beregnes skyggeprisen som nutidsværdien af tiltagets samlede samfundsøkonomiske nettoomkostninger (i kr.) divideret med nutidsværdien af den opnåede drivhusgasreduktion (målt i mængder). Dvs.:

$$\text{Skyggepris} = \frac{\sum_{t=1}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=1}^T \frac{\Delta CO_2 e_t}{(1+r)^t}}$$

hvor  $C_t$  er summen af tiltagets samfundsøkonomiske nettoomkostninger (dvs. omkostningerne minus den samfundsmæssige værdi af diverse sideeffekter som f.eks. reduceret kvælstofudvaskning) i periode  $t$ ,  $r$  er diskonteringsraten,  $\Delta CO_2 e_t$  er reduktionen i drivhusgasudledningen (i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter) i ton som følge af tiltaget i periode  $t$ , og  $T$  er tiltagets tidshorizont. Hvis skyggeprisen er negativ, kan tiltaget betragtes som en win-win situation for samfundet, da drivhusgasudledningerne kan reduceres med negative omkostninger. Hvis skyggeprisen derimod er positiv, er det forbundet med omkostninger at reducere drivhusgasudledningerne for samfundet.

I beregningen af skyggeprisen, er de budgetmæssige omkostninger angivet i en faktorpris. Derfor ganges de med en nettoafgiftsfaktor for at omregne dem til et forbrugerpriseniveau. Derudover ganges det med en skatteforvridningsfaktor (Finansministeriet 2017). Ved f.eks. udplantning af ålegræs, skal udgifterne finansieres ved f.eks. øgede skatter. Ved de øgede skatter kan der ske et samfundsøkonomisk efficienstab, og dette bør medregnes i de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Ved at gange de budgetmæssige omkostninger med nettoafgiftsfaktoren og derefter skatteforvridningsfaktoren, fås den samfundsøkonomiske omkostning.

For diskonteringsraten, nettoafgiftsfaktoren, og skatteforvridningsfaktoren anvendes der tallene fra Finansministeriets nøgletalskatalog (Finansministeriet 2021). Der betragtes en 30-årig tidshorizont ved beregningerne, da f.eks. Klimarådet (2020b) også betragter en 30-årig periode ved beregning af skyggeprisen for udtagning af lavbundsgrunde.

## Litteraturliste

- Atwood TB, Witt A, Mayorga J, Hammill E, Sala E (2020) Global Patterns in Marine Sediment Carbon Stocks. *Front Mar Sci* 7:1–9. doi: 10.3389/fmars.2020.00165
- Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Mørk Larsen M, Maar M, Kjerulf Petersen J, Karen Timmermann O (2020) Marine Virkemidler. Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus
- Burden A, Garbutt A, Evans CD (2019) Effect of restoration on saltmarsh carbon accumulation in Eastern England. *Biol Lett* 15:0–3. doi: 10.1098/rsbl.2018.0773
- Burrows MT, Hughes DJ, Austin WEN, Smeaton C, Hicks N, Howe JA, Allen C, Taylor P, Vare LL (2017) Assessment of Blue Carbon Resources in Scotland's Inshore Marine Protected Area Network.
- Cartapanis O, Bianchi D, Jaccard SL, Galbraith ED (2016) Global pulses of organic carbon burial in deep-sea sediments during glacial maxima. *Nat Commun*. doi: 10.1038/ncomms10796
- de Bettignies T, de Bettignies F, Bartsch I, Bekkby T, Boiffin A, Casado de Amezúa P, Christie H, Edwards H, Fournier N, García A, Gauthier L, Gillham K, Halling C, Harrald M, Hennicke J, Hernández S, Kilnäs M, Martínez B, Mieszkowska N, Moore P, Moy F, Mueller M, Norderhaug KM, Ó Cadhla O, Parry M, Ramsay K (2021) Background Document for Kelp Forests habitat. OSPAR Commission
- DTU Aqua (2021) Besvarelse af MOF alm. Del. Spørgsmål 1147 - 1151. J.nr. 21/1026735 Miljø- og Fødevareministeriet.
- Ebbensgaard T, Frederiksen L, Laustsen K, Flindt RM, Canal- Vergés P (2022) Havvandsstigningernes betydning for kystnaturen. 15. Juni Fonden, Naturstyrelsen, Aage V. Jensens Fond
- Epstein G, Middelburg JJ, Hawkins JP, Norris CR, Roberts CM (2022) The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Glob Chang Biol* 1–20. doi: 10.1111/gcb.16105
- Espensen BL, Goldberg C, Jakobsen EM, Lorentzen C, Thaysen JN, Christensen M, Bojsen T (2018) Katalog over omkostninger ved etablering af erstatningsnatur. Miljøstyrelsen, København
- Finansministeriet (2017) Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvens-vurderinger. Finansministeriet (2021) Nøgletalskatalog.
- Frigstad H, Gundersen H, Andersen GS, Borgersen G, Kvile KO, Krause-Jensen D, Boström C, Bekkby T, Angles D'auriac M, Ruus A, Thormar J, Asdal K, Hancke K (2020) Blue Carbon-climate adaptation, CO<sub>2</sub> uptake and sequestration of carbon in Nordic blue forests Results from the Nordic Blue Carbon Project. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark
- García S, Perry AL, Blanco J, Álvarez H, Petersen HC, Maaholm DJ, Paulomäki H, Aguilar R (2019) Protecting the North sea: Northern Danish waters. Oceana, Madrid
- Greiner JT, McGlathery KJ, Gunnell J, McKee BA (2013) Seagrass Restoration Enhances "Blue Carbon" Sequestration in Coastal Waters. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0072469
- Klima- Energi- og Forsyningsministeriet (2021) KEF Alm.del - endeligt svar på spørgsmål 127.
- Klimarådet (2020) Kendte veje og nye spor til 70 procents reduktion: Retning og tiltag for de næste ti års klimaindsats i Danmark. Klimarådet
- Klimarådet (2020) Kulstofrige lavbundsjord: Forslag til ny model for effektiv regulering og vådlægning.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser
- Krause-Jensen D, Duarte CM, Sand-Jensen K, Carstensen J (2021) Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Glob Chang Biol* 27:563–575. doi: 10.1111/gcb.15440
- Lange T, Oncken NS, Svane N, Steinfurth RC, Kristensen E, Flindt MR (2022) Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 685:97–109. doi: 10.3354/MEPS13975
- Larsen KC, Parsons N, Wiehe MR, Blak CL, Kragh R, Vincentz R, Svendsen JC, Palmgren M, Simonsen G (2021a) Byudvikling og blå biodiversitet.
- Larsen KC, Parsons N, Wiehe MR, Blak CL, Kragh R, Vincentz R, Svendsen JC, Palmgren M, Simonsen G (2021b) Byudvikling og blå biodiversitet.
- Marinho GS, Holdt SL, Birkeland MJ, Angelidaki I (2015) Commercial cultivation and

- bioremediation potential of sugar kelp, *Saccharina latissima*, in Danish waters. *J Appl Phycol* 27:1963–1973. doi: 10.1007/s10811-014-0519-8
- Miljø- og Fødevarerministeriet (2018) Danmarks Havstrategi II. Første del. God miljøtilstand. Basisanalyse. Miljømål. København
- Miljøstyrelsen (2022) Arealopgørelse over § 3 natur. <https://mst.dk/naturvand/natur/national-naturbeskyttelse/3-beskyttede-naturtyper/arealopgoerelse/>.
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole SG, Infantes E (2016) Handbok för restaurering av ålgräsekosystem i Sverige - Vägledning. Bilaga 3: Kostnadsberäkning för ålgräsrestaurering i Västerhavet. Havs- och Vattenmyndigheten
- Najbjerg Hansen J, Elizabeth Løvgren Graversen A, Krause-Jensen D, Thomas Banta G (2021) Strandenge – en overset klimabuffer. *Aktuel Naturvidenskab* Nr.3 30–34.
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Ronnback P, Soderqvist T, Troell M, Wennhage H (2006) Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuar Coast SHELF Sci* 67:123–132. doi: 10.1016/j.ecss.2005.10.016
- Potouroglou M, Bull JC, Krauss KW, Kennedy HA, Fusi M, Daffonchio D, Mangora MM, Githaiga MN, Diele K, Huxham M (2017) Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation. *Sci Rep*. doi: 10.1038/s41598-017-12354-y
- Röhr ME, Bostrom C, Canal-Verges P, Holmer M (2016) Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences* 13:6139–6153. doi: 10.5194/bg-13-6139-2016
- Sala E, Mayorga J, Bradley D, Cabral RB, Atwood TB, Auber A, Cheung W, Costello C, Ferretti F, Friedlander AM, Gaines SD, Garilao C, Goodell W, Halpern BS, Hinson A, Kaschner K, Kesner-Reyes K, Leprieur F, McGowan J, Morgan LE, Mouillot D, Palacios-Abrantes J, Possingham HP, Rechberger KD, Worm B, Lubchenco J (2021) Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* 592:E25. doi: 10.1038/s41586-021-03496-1
- Seiter K, Hensen C, Schröter J, Zabel M (2004) Organic carbon content in surface sediments - Defining regional provinces. *Deep Res Part I Oceanogr Res Pap* 51:2001–2026. doi: 10.1016/j.dsr.2004.06.014
- Steinfurth RC, Lange T, Oncken NS, Kristensen E, Quintana CO, Flindt MR (2022) Improved benthic fauna community parameters after large-scale eelgrass (*Zostera marina*) restoration in Horsens Fjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 687:65–77. doi: 10.3354/meps14007
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Mar Ecol Prog Ser* 418:119–130.

### **Data for C-puljer og lagring i ålegræs er trukket fra følgende kilder:**

- Dahl M, Deyanova D, Gütschow S, Asplund ME, Lyimo LD, Karamfilov V, Santos R, Gullström (2016) Sediment Properties as Important Predictors of Carbon Storage in *Zostera marina* Meadows: A Comparison of Four European Areas. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0167493
- Dahl M, Asplund ME, Deyanova D, Franco JN, Koliji A, Infantes E, Perry D, Björk M, Gullström M (2020) High Seasonal Variability in Sediment Carbon Stocks of Cold-Temperate Seagrass Meadows. *J Geophys Res Biogeosciences* 125 (1). doi: 10.1029/2019JG005430
- Holmer M, Nielsen SL (1997) Sediment sulfur dynamics related to biomass-density patterns in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Mar Ecol Prog Ser* 146:163–171.
- Jankowska E, Michel LN, Zaborska A, Włodarska-Kowalczyk M (2016) Sediment carbon sink in low-density temperate eelgrass meadows (Baltic Sea). *J Geophys Res* 121:2918–2934. doi: 10.1002/2016JG003424
- Kindeberg T, Ørberg SB, Röhr ME, Holmer M, Krause-Jensen D (2018) Sediment Stocks of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Danish Eelgrass Meadows. *Front Mar Sci*. doi: 10.3389/fmars.2018.00474
- Marbà N, Krause-Jensen D, Masqué P, Duarte CM (2018) Expanding Greenland seagrass meadows contribute new sediment carbon sinks. *Sci Rep* 8:14024. doi: 10.1038/s41598-018-32249-w

- Novak AB, Pelletier MC, Colarusso & P, Simpson J, Gutierrez & MN, Arias-Ortiz & A, Charpentier & M, Masque & P, Vella & P (2020) Factors Influencing Carbon Stocks and Accumulation Rates in Eelgrass Meadows Across New England, USA. *Estuaries and Coasts* 43:2076–2091. doi: 10.1007/s12237-020-00754-9
- Poppe KL, Rybczyk JM (2018) Carbon Sequestration in a Pacific Northwest Eelgrass (*Zostera marina*) Meadow. *BioOne Complet* 92:80–91. doi: 10.3955/046.092.0202
- Postlethwaite VR, McGowan AE, Kohfeld KE, Robinson CLK, Pellatt MG (2018) Low blue carbon storage in eelgrass (*Zostera marina*) meadows on the Pacific Coast of Canada. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0198348
- Potouroglou M, Whitlock D, Milatovic L, Mackinnon G, Kennedy H, Diele K, Huxham M (2021) The sediment carbon stocks of intertidal seagrass meadows in Scotland. doi: 10.1016/j.ecss.2021.107442
- Prentice C, Hessing-Lewis M, Sanders-Smith R, Salomon AK (2019) Reduced water motion enhances organic carbon stocks in temperate eelgrass meadows. *Limnol Oceanogr* 64:2389–2404. doi: 10.1002/LNO.11191
- Prentice C, Poppe KL, Lutz M, Murray E, Stephens TA, Spooner A, Hessing-Lewis M, Sanders-Smith R, Rybczyk JM, Apple J, Short FT, Gaeckle J, Helms A, Mattson C, Raymond WW, Klinger T (2020) A Synthesis of Blue Carbon Stocks, Sources, and Accumulation Rates in Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows in the Northeast Pacific. *Global Biogeochem Cycles*. doi: 10.1029/2019GB006345
- Röhr ME, Bostrom C, Canal-Verges P, Holmer M (2016) Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences* 13:6139–6153. doi: 10.5194/bg-13-6139-2016
- Röhr M, Holmer M, Baum JK, Björk M, Boyer K, Chin D, Chalifour L, Cimon S, Cusson M, Dahl M, Deyanova D, Emmet Duffy J, Eklöf JS, Geyer JK, Griffin JN, Gullström M, Hereu CM, Hori M, Hovel KA, Randall Hughes A, Jorgensen P, Kiriakopolos S, Moksnes P-O, Nakaoka M, O MI, Peterson B, Reiss K, Reynolds PL, Rossi F, Ruesink J, Santos R, Stachowicz JJ, Tomas F, Lee K-S, F Unsworth RK, Boström C (2018) Blue Carbon Storage Capacity of Temperate Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows. *Global Biogeochem Cycles* 32:1457–1475. doi: 10.1029/2018GB005941
- Ward MA, Hill TM, Souza C, Filipczyk T, Ricart AM, Merolla S, Capece LR, O'Donnell BC, Elsmore K, Oechel WC, Beheshti KM (2021) Blue carbon stocks and exchanges along the California coast. *Biogeosciences* 18:4717–4732. doi: 10.5194/bg-18-4717-2021

## **Data for C-puljer og lagring i saltmarsker er trukket fra følgende kilder:**

- Graversen AEL, Banta GT, Masque P, Krause-Jensen D (2022) Carbon sequestration is not inhibited by livestock grazing in Danish salt marshes. *Limnol Oceanogr*. doi: 10.1002/lno.12011
- Morris JT, Jensen A (1998) The carbon balance of grazed and non-grazed *Spartina anglica* saltmarshes at Skallingen, Denmark. *J Ecol* 86:229–242.