



MULIGHEDER OG METODER FOR INDREGNING AF ÅLEGRÆS, TANG OG ANDET MARIN VEGETATION I DEN NATIONALE DRIVHUSGAS-OPGØRELSE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

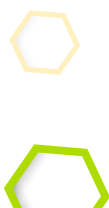
nr. 625

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



MULIGHEDER OG METODER FOR INDREGNING AF ÅLEGRÆS, TANG OG ANDET MARIN VEGETATION I DEN NATIONALE DRIVHUSGAS- OPGØRELSE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 625

2024

Steen Gyldenkærne
Lærke Worm Callisen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 625
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Muligheder og metoder for indregning af ålegræs, tang og andet marin vegetation i den nationale drivhusgasopgørelse
Forfattere: Institution:	Steen Gyldenkærne og Lærke Worm Callisen Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	December 2024 November 2024
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Ole-Kenneth Nielsen, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet Hanne Bach
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/KommentarerSR/SR625_komm.pdf
Finansiel støtte:	Finansieret af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 2021 og udmøntet via Miljøstyrelsen.
Bedes citeret:	Gyldenkærne S. & Callisen L.W. 2024. Muligheder og metoder for indregning af ålegræs, tang og andet marin vegetation i den nationale drivhusgasopgørelse. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 88 s. - Videnskabelig rapport nr. 625. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten angiver metoder for opgørelsen af drivhusgasser for de marine virkemidler ålegræsudplantning og tangdyrkning og gennemgår de krav der stilles, herunder IPCC guidelines og EU's LULUCF-forordning 2023/839. Det konkluderes at eksisterende ålegræsbestande som ikke undergår ændringer i arealdække og dækningsgrad, ikke har en kontinuert lagring af kulstof (C) i sedimentet, men at disse er i en CO ₂ -ligevægt. Ændres dette areal i enten nedad- eller opadgående retning vil der ske en ændring i den lagrede CO ₂ -mængde. Det samme gør sig gældende for tangbestande og tidevandsområder. For transplanterede ålegræsbede er der opstillet en model til beregning af kulstoflagringen i levende og død biomasse.. IPCCs guidelines for det Marine område (Coastal Wetlands) angiver parametre for C lagring i sedimentet på Tier 1 niveau. Det er vurderet at disse C lagringsværdier ikke er mulige under danske klimaforhold. EU's LULUCF forordning 2023/839 kræver endvidere at der skal anvendes Tier2 eller højere, hvilket medfører at parametrene i IPCCs guidelines ikke kan anvendes.
Emneord:	Marine områder, drivhusgasudledninger, metoder, virkemidler, ålegræs, tang, tidevandsområder
Layout: Foto forside:	Ann-Katrine Holme Christoffersen, Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab COLOURBOX4563957
ISBN: ISSN (elektronisk):	978-87-7156-904-9 2244-999X
Sideantal:	88

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
1 Definition af det marine område	13
2 Guidelines og Metoder	19
2.1 Opnåelse af kreditter/målsætninger	20
2.2 EU-regler	20
3 Vækst og nedbrydning af organisk materiale i de marine områder	29
3.1 Ålegræs	29
3.2 Makroalger	41
3.3 Tidevandsområder	43
4 Opgørelsesmetoder for kulstofbindinger/ udledninger for ålegræs, tang og tidevandsområder	46
4.1 Arealopgørelser	46
4.2 Drivhusgasudledninger jf. IPCCs guidelines	48
4.3 Ålegræs	49
4.4 Makroalger	63
4.5 Tidevandsarealer	66
5 Vidensstatus og -huller	68
6 Konklusion	74
7 Litteratur	78
8 Appendiks	86
8.1 Appendiks 1: Ikke-destruktiv måling af biomasse via luftfoto og undervandsmålinger	86
8.2 Appendiks 2: Definitioner af udledninger under Scope 1, 2 og 3 i Drivhusgasprotokollen	87

Forord

Denne rapport er en del af 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 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 det opsummerende notat omfatter en række baggrundsnotater med videnskabelig dokumentation for projektets resultater. Baggrundsnotaterne i rapportserien udgives i løbet af 2024 og udgøres af:

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

Denne rapport omhandler "Kvantificering og kvalificering af marine virkemidlers klimaeffekter." Her er data og faglitteratur indsamlet og behandlet i de øvrige rapporter vigtige informationer ligesom der er indsamlet anden litteratur til understøttelse af konklusionerne.

Som følge af den opnåede viden i projektforsøget er indholdet i rapporten ændret i forhold til den oprindelige projektbeskrivelse. I projektbeskrivelsen indgik en tentativ opgørelse af klimaeffekten fra transplantering af ålegræs og tang samt en vurdering af klimaeffekten i 2030 og 2040. Hovedresultatet fra denne delrapport er, at det er meget vanskeligt at opnå større klimaeffekter hvorfor beregninger af fremtidige klimaeffekter er udeladt.

Den nuværende nationale drivhusgasopgørelse omfatter kun det terrestriske danske areal (Nielsen et al., 2024). IPCCs guidelines (IPCC, 2014) angiver metoder til at inddrage det marine område og definerer tre hovedområder: mangroveskove, tidevandsområder og havgræsser. Denne rapport er en vurdering af, hvordan og på hvilke præmisser det marine område kan indgå i den nationale drivhusgasopgørelse. Rapporten er ikke en omfattende gennemgang af den eksisterende videnskabelige faglitteratur vedrørende ålegræs, tang og tidevandsarealer, som kan være med til at understøtte en dansk klimarapportering, men omfatter vigtige nedslagspunkter til understøttelse af de foretagne vurderinger.

I forbindelse med udarbejdelsen af denne rapport rettes en stor tak til alle involverede i Marine Virkemidler projektet og andre kyndige der har bidraget

til denne rapport, herunder i særdeleshed Professor Jacob Carstensen, AU, Professor Kaj Sand-Jensen, KU, Lektor Jens Borum, KU, Skovfoged, Søren Rask Jessen, Naturstyrelsen, Professor Karen Timmermann, DTU, Professor Mogens R. Flindt, SDU, Seniorforsker Annette Bruhn, AU og PostDoc Niels Svane, SDU.

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

Sammenfatning

Denne rapport gennemgår eksisterende regler for indregning af det marine område i den nationale drivhusgasopgørelse samt angiver metoder til beregning af drivhusgasbinding/-udledning i det Marine område. Bindinger og udledninger fra det Marine område er en konsekvens af ændringer i den marine områdebestand af vaskulære planter og tang samt deres evne til at optage CO₂ fra atmosfæren med efterfølgende kulstoflagring i levende og død biomasse samt som kulstof (C) i sedimentet.

Den nuværende nationale drivhusgasrapportering omfatter kun det terrestriske areal. Det er muligt at indregne det Marine område i rapporteringen.

For opgørelser i det Marine område gælder de samme metoder som for det terrestriske areal som beskrevet i IPCCs guidelines. For det marine område refereres specifikt til 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands (oftest refereret som Wetlands Supplement), kapitel 4. For at det kan indregnes, skal der udarbejdes nationale tal for biomasseopbygningen/tab i ålegræsbede, tangbestande og tidevandsområder. Standardfaktorerne, som angivet i IPCCs Guidelines, kan ikke anvendes under danske forhold, da de ikke vurderes at være retvisende. Dette er også betinget af EU's LULUCF-forordning 2023/839, som angiver, at EU-landene skal anvende højere Tier-metoder til bestemmelse af biomassen/kulstofbindingen, underforstået, at nationale tal skal anvendes.

For eksisterende bestande af ålegræs, tang og tidevandsområder, som har samme udbredelse og dækningsgrad over tid konkluderes, at der er opnået ligevægt af C på arealerne i både levende og død biomasse samt C i sedimentet.

Ved en ændring i bestandenes udbredelse og i dækningsgrader sker der en ligevægtsforskydning i kulstofmængden i enten op- eller nedadgående retning. Hvis arealer eller dækningsgrader reduceres, vil det marine område afgive CO₂. Tilsvarende vil stigninger i areal og dækningsgrad øge den bundne CO₂-mængde.

Metan- og lattergasudledninger er vurderet at være uden større betydning i det marine område. IPCC guidelines for Coastal Wetlands vurderer også, at CH₄ udledningen er lav i saltvandsområder samt ikke har nogen metoder for N₂O udledningen.

Etablerede arealer af f.eks. ålegræsbede og stenrev skal være geografisk refererbare, ligesom der skal være en vis overvågning af de etablerede arealer. Der er ikke taget stilling til, hvor ofte en sådan overvågning skal finde sted.

For at transplanterede ålegræsbede kan indgå i den nationale opgørelse, skal det areal, som Danmark opgør i den nationale opgørelse, omdefinieres. Den nationale definition er "højeste daglig vandstand." Ved en evt. indregning bør definitionen udvides til at omfatte det areal, hvor Danmark har jurisdiktion. Et sådant tilvalg vil medføre, at alle aktiviteter, som påvirker biomasser og kulstoflagre i det nævnte område, skal inkluderes i opgørelsen. Det vil bl.a. medføre, at f.eks. effekter på ålegræsbestande ved havneudvidelser og andre forstyrrelser i det marine område skal inddrages med et negativt bidrag. Hvis

de besluttede kvælstofreduktioner medfører en større udbredelse af ålegræs vil der ske en binding af CO₂.

Rapporten angiver metoder til opgørelse af kulstoflagring i eksisterende ålegræsbede, transplanterede bede og ved tangsdyrkning. Metoden for den levende og døde biomasse for tang forventes at opfylde de krav til opgørelse, som stilles af UNFCCC og EU. Den udarbejdede model for transplanteret ålegræs medfører en maksimal binding 10 år efter etablering på i alt 1,7 ton C ha⁻¹ svarende til 6,2 ton CO₂ ha⁻¹. Dette uden en evt. C lagring i sedimentet. For C i sedimentet findes der for nuværende ikke viden om, med hvilken hastighed dette nedbrydes under danske klimaforhold hvorfor en konkret vurdering er udeladt i synteserapporten over de Marine Virkemidler. Det konkluderes, at det ikke er muligt at måle sig frem til ændringer i kulstoflageret i sedimentet i kystnære områder og at de derfor skal modelleres. Skønsmæssigt vurderes det, at nye ålegræsbede maksimalt kan øge det eksisterende kulstofindhold i sedimentet 1-1,5 ton C ha⁻¹. Dette niveau vil blive opnået indenfor 10-15 år efter udplantning, hvorefter ingen yderligere lagring vil ske. Den angivne mængde for C i sedimentet vil befinde sig både i og udenfor det etablerede areal. Tallet er forbundet med stor usikkerhed.

Samlet er det vurderet, at der er transplanteret < 10 ha ålegræs indtil nu i danske kystområder. Hvis dette areal indregnes i den nuværende opgørelse, vil det svare til et bidrag på ca. 0,0002 promille af Danmarks samlede årlige udledninger. Hertil skal så fraregnes evt. ødelæggelser af eksisterende ålegræsbede i forbindelse med anlæg i havet og andre aktiviteter i det marine område. Den overordnede konklusion er, at der er et begrænset potentiale for at opnå signifikante CO₂-effekter ved udplantning af ålegræs.

I det overordnede projekt er beskrevet to scenarier for transplantering af ålegræs, hvor scenarie 1 omfatter lokaliteter, hvor der kan være overlap med nuværende aktiviteter og eksisterende ålegræs, og scenarie 2 som er uden overlap med eksisterende aktiviteter. Arealet i scenarie 1 er opgjort til ca. 230.000 ha og scenarie 2 til ca. 150.000 ha. I scenarie 1 vurderes den maksimale CO₂ binding at være knap 3 mio. ton CO₂, i scenarie 2 er den maksimale binding vurderet til 1,7 mio. ton CO₂ over 10 år og hvis udbredelsen var som i 1901 forventes der at kunne bindes 5-6 mio. ton CO₂ i det samlede areal over 10 år. Disse tal er forskydninger i den samlede mængde bundet CO₂ og kan ikke sammenlignes med årlige bindinger. Dette kan sammenlignes med at de årlige danske udledninger i 2021 er beregnet til 42 mio. ton CO₂-ækv. år⁻¹ (Nielsen et al., 2024).

Tidevandsområder fungerer CO₂-mæssigt på samme måde som ålegræsbestande, hvor den levende biomasse er ansvarlig for vedligeholdelse af den bundne C i planter og i sediment. Flyfoto af vadehavet i 1995 og 2022 viser meget begrænsede ændringer i arealudbredelsen i denne periode. Det vurderes derfor at C-lageret i vadehavet har været konstant i den pågældende periode.

Ændringer i arealet med makroalger/tang vil medføre en ikke kvantificeret binding i den levende biomasse og ikke have nogen/meget lille effekt på C i sedimentet. Etablering af tangfarme vurderes ikke at have nogen effekt på den nationale drivhusgasbalance, da tangen høstes årligt.

Det vil være muligt for private aktører at etablere ålegræsbede uden at dette indregnes i den nationale opgørelse med henblik på at opnå private CO₂-kreditter. De opstillede metoder kan også anvendes for disse områder.

Denne rapport vurderer, at den opgjorte værdi i Coastal Wetlands kapitlet (IPCC, 2014) er kraftigt overvurderet og ligger langt udenfor det mulige af, hvad ålegræs og danske tidevandszoner kan bidrage med til lagring af kulstof i sedimentet. En verificering af IPCC-værdierne ligger imidlertid udenfor denne rapport's formål.

English summary

This report reviews the rules for inclusion of the Marine area in the national greenhouse gas inventory and provides methods for calculating greenhouse gas sequestration/emission in the Marine area. Sequestration and emissions from the Marine area result from changes in the Marine area's populations of vascular plants and seaweed and their ability to absorb CO₂ from the atmosphere, subsequently storing it in living and dead biomass and as carbon (C) in the sediment.

The current national greenhouse gas reporting only includes the terrestrial area. It is possible to include the Marine area in the reporting. For inventories in the Marine area, the same methods apply as for the terrestrial area, as described in the IPCC guidelines. Specifically, the IPCC's Guideline: Wetland Supplement, Chapter 4, is referenced for the Marine area. For it to be included, national figures for biomass buildup/loss in eelgrass beds, seaweed populations, and tidal areas must be prepared. The standard factors indicated in the IPCC's Guidelines cannot be applied under Danish conditions as they are not considered accurate. This is also stipulated by the EU's LULUCF Regulation 2023/839, which states that EU countries must use higher-tier methods for determining biomass/carbon sequestration, implying that national figures must be used.

For existing populations of eelgrass, seaweed, and tidal areas with consistent distribution and coverage over time, it is concluded that equilibrium of C has been achieved in these areas for both living and dead biomass, as well as for C in the sediment. For stable populations, an equilibrium state of C in the sediment is reached, with no further C accumulation over time.

With changes in the distribution and coverage of the populations, there is a shift in the equilibrium of carbon amount either upward or downward. If the areas or coverage decrease, the Marine area will emit CO₂. Conversely, increases in area and coverage will enhance the amount of CO₂ sequestered.

Methane and nitrous oxide emissions are assessed to be of no major importance in the marine area. IPCC's guidelines for Coastal Wetlands has also assessed that the CH₄ emission is negligible in salt water as well as it has no methodology for the N₂O emission.

Established areas such as eelgrass beds and stone reefs must be geographically referable, and there must be some level of monitoring of the established areas. The frequency of such monitoring has not been determined in this report.

For transplanted eelgrass beds to be included in the national inventory, the area reported by Denmark in the national inventory must be redefined. The national definition is "highest daily sea level." For potential inclusion, the definition should be expanded to encompass the area under Denmark's jurisdiction. Such a choice would mean that all activities affecting biomass and carbon stocks in the mentioned area must be included in the inventory. This would, among other things, mean that, for example, the effects on eelgrass populations from harbor expansions and other disturbances in the Marine area must

be included with a negative contribution. If the decided nitrogen reductions result in a greater spread of eelgrass, CO₂ will be sequestered.

The report provides methods to inventory the carbon sequestration by existing eelgrass beds, transplanted beds and seaweed farming. The method for living and dead biomass for seaweed is expected to meet the inventory requirements set by UNFCCC and the EU. The developed model for transplanted eelgrass results in a maximum sequestration of a total of 1.7 tons C ha⁻¹, equivalent to 6.2 tons CO₂ ha⁻¹. This does not include potential C storage in the sediment. Currently, there is no knowledge of the rate at which this degrades under Danish climate conditions why a concrete assessment is omitted in the synthesis report. It is concluded that it is not possible to measure the carbon storage changes in the sediment in coastal areas and that they must therefore be modelled. It is roughly estimated that new eelgrass beds can maximally increase the existing carbon content in the sediment by 1-1.5 tons C ha⁻¹. This level will be achieved within 10-15 years after planting, after which no further storage will occur. The specified amount for C in the sediment will be located both within and outside the established area. This figure is associated with great uncertainty.

In total, it is estimated that < 10 ha of eelgrass have been transplanted so far. If this area is included in the current inventory, it will correspond to a contribution of approx. 0.0002 per thousand of Denmark's total annual emissions. In addition, any destruction of existing eelgrass beds in connection with facilities in the sea and other activities in the marine area must be deducted. The overall conclusion is that there is a limited potential to achieve significant CO₂ effects when planting eelgrass.

In the overall project, scenarios for transplanting eelgrass are described, where scenario 1 includes locations where there may be overlap with current activities and existing eelgrass and scenarios 2 which are without overlap with existing activities. The area in scenario 1 is calculated at 230,000 ha and scenario 2 at 150,000 ha. In scenario 1, the maximum CO₂ sequestration is estimated to be just under 3 million tons of CO₂, in scenario 2 and the maximum bond estimated at 1.7 million tons of CO₂ and if the distribution was as in 1901, it is expected that 5-6 million tons of CO₂ in the total area. This can be compared to the fact that the annual Danish emissions in 2022 are calculated at 42 million tons CO₂-eq. yr⁻¹ (Nielsen et al., 2024).

Tidal areas function in the same way as eelgrass populations regarding CO₂, where the living biomass is responsible for maintaining the sequestered C in plants and sediment. Aerial photos of the Wadden Sea in 1995 and 2022 show very limited changes in area distribution during this period. It is therefore assessed that the C stock in the Wadden Sea has remained constant during the period in question.

Changes in the seaweed area will lead to a small and unknown sequestration in the living biomass and have no/very little effect on C in the sediment. The establishment of seaweed farms is not expected to affect the national greenhouse gas balance due to annual harvest.

It will be possible for private actors to establish eelgrass beds without these being included in the national inventory to obtain private CO₂ credits. The established method can also be used for these areas.

This report assesses that the value reported in the Coastal Wetlands chapter (IPCC, 2014) is significantly overestimated and far exceeds what eelgrass and Danish tidal zones can contribute to carbon storage in the sediment. Verification of the IPCC values is beyond the scope of this report.

1 Definition af det marine område

Det marine område defineres her som arealer, som ligger uden for højeste daglig vandstand, og som indgår i den danske jurisdiktion. IPCCs guidelines definerer området fra højeste daglig vandstand til dybdegrænsen hvor vaskulære planter gror. Det sidste medfører at kun dele af det danske område jf. IPCC skal indgå. Teknisk kan det give en udfordring med varierende grænsesætninger hvorfor der bør anvendes en juridisk arealdefinition hvor størstedelen vil være uden vaskulære planter.

Marine Virkemidler defineres her som aktiviteter, der primært har en naturforbedrende effekt og/eller en næringsstofeffekt (Bruhn et. al., 2020), og som i tilgift kan påvirke den danske drivhusgasudledning.

EU's vandrammedirektiv (VRD) fastsætter mål for miljøkvaliteten af grundvand, vandløb, søer, overgangsvande, kystvande samt kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder. De marine vandområder skal som minimum opnå god økologisk tilstand, hvilket fastsættes ud fra tilstanden af de biologiske kvalitetselementer: Fytoplankton, blomsterplanter og makroalger, samt bunddyr. Virkemidler til at nå de fastsatte mål er en vigtig del af de indsatsplaner, som skal sikre opnåelse af god økologisk tilstand. De terrestriske virkemidlers primære formål er at reducere tilførsler af især kvælstof (N) og fosfor (P) til grundvand, vandløb, søer og kystvande, så der kan opnås god økologisk tilstand. Derudover kan Marine Virkemidler også have en "klima-effekt", som kan påvirke den danske drivhusgasudledning.

I denne rapport fokuseres på klimaeffekten ved etablering af ålegræs og tang og lagring af kulstof i tidevandsområder, samt muligheder og metode for at inddrage disse arealer i den nationale drivhusgasopgørelse. De foreslåede metoder kan også anvendes uden for den nationale opgørelse.

Grundlæggende er det kun menneskeskabte aktiviteter, som skal indgå i den nationale drivhusgasopgørelse. I en dansk kontekst betyder det f.eks., at der ikke opgøres drivhusgasudledninger fra de danske moser (primært metan, CH₄), som fandtes før 1990, fordi de er defineret som naturligt forekommende. Udledninger fra nye moser, som skyldes etablering af vådområder efter 1990, er derimod inkluderet – dette på trods af, at den merudledning af CH₄ som sker i forbindelse med vådlægningen, kan opfattes som en tilbageførsel til naturtilstanden. For nogle områder vil det derfor altid være en definitionssag, om de er så påvirkede af menneskelig aktivitet, at det bør indgå i de nationale opgørelser. Herudover vil denne rapport også præsentere en vurdering af, hvorvidt omfanget er tilstrækkeligt stort til, at det bør indgå, og om effekterne kan opgøres på et tilstrækkeligt sikkert grundlag.

Den nuværende nationale drivhusgasopgørelse omfatter arealer inden for højeste daglig vandstand defineret ud fra Styrelsen for Dataforsyning og Infrastruktur (SDFI.dk) topografiske kort over Danmark, inklusive søer og vandløb inden for denne linje. Denne definition følger kravene i IPCCs Guidelines fra 2006 (IPCC, 2006). FNs Klimakonvention har vedtaget, at landene skal bruge 2006 IPCC Guidelines som afrapporteringsgrundlag. I 2014 udgav IPCC et supplement til 2006 IPCC Guidelines kaldet 2013 Wetland Supplement (IPCC, 2014). Wetland Supplementet er dels en opdatering af 2006 IPCC Guidelines for udledninger fra organiske jorder, men omfatter tillige kapitler

for nye aktiviteter herunder kapitel 4 "Coastal Wetlands" i en erkendelse af, at 2006 IPCC Guidelines ikke omfattede disse områder, hvor menneskeskabte aktiviteter kunne lede til drivhusgasudledninger. Coastal Wetlands-kapitlet omfatter metoder til at opgøre udledningen fra 1) Mangroveskove, 2) Tidevandsområder (Tidal Marshes) og 3) havgræsser (Seagrasses) dvs. marine karplanter (vaskulære planter), men ikke makroalger (tang). I en dansk kontekst omfatter havgræsser primært ålegræs (bændeltang), selvom der findes flere arter af havgræsser i danske farvande. Der er derudover også en N₂O standardemissionsfaktor for akvakultur.

Mangrover findes ikke i Danmark, og er derfor udeladt af denne rapport. Tidevandsområder findes i Danmark, primært i Vadehavet.

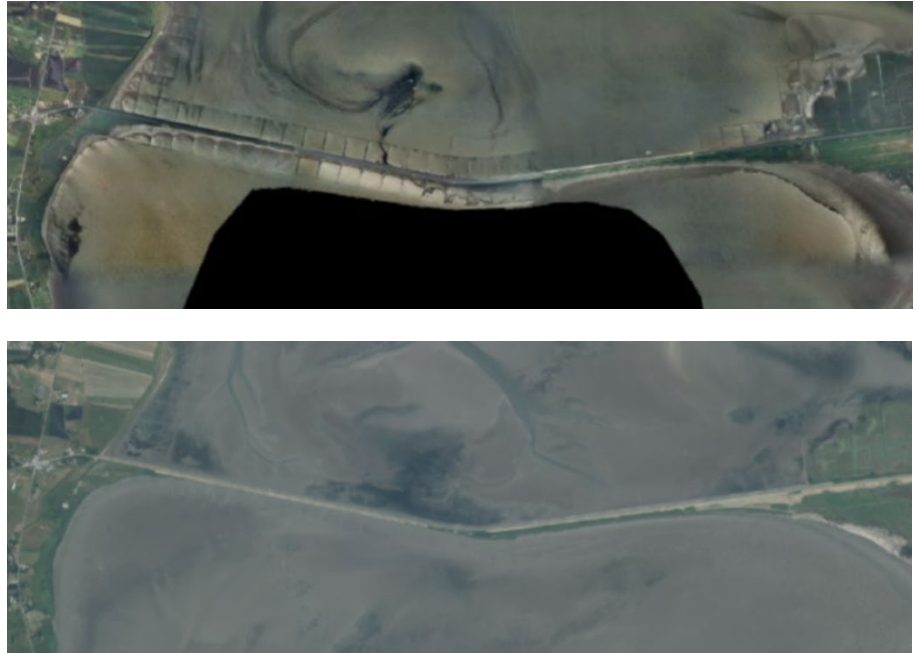
Det er ikke obligatorisk at inkludere 2013 Wetlands Supplementet i landenes drivhusgasopgørelser, fordi det ikke er vedtaget af Klimakonventionen. Det gælder også 2019 IPCC Refinement (IPCC, 2019), som er en generel opdatering af 2006 IPCC Guidelines.

Som nævnt ovenfor omfatter 2006 IPCC Guidelines kun det terrestriske miljø. Den nuværende emissionsopgørelse anvender derfor udelukkende nogle få opdaterede emissionsfaktorer fra kapitel 2 i 2013 Wetland Supplementet gældende for det terrestriske område.

For Coastal Wetlands, angiver 2013 Wetlands Supplement specifikt i kapitel 4, side 4.6:

"Countries need to develop a nationally appropriate definition of coastal wetland taking into account national circumstances and capabilities".

Hvis man anser tidevandsområder som menneskepåvirkede, skal de i princippet indgå i opgørelsen, hvis FNs Klimakonvention udvider afrapporteringsforpligtigheden til at omfatte disse områder. Hvis man modsat kan argumentere for, at tidevandsområderne er uændrede, vil der ikke være behov for, at de inddrages i opgørelserne. I figur 1.1 er vist orthofoto af Rømødæmningen, som er et af de områder med størst tidevandsforskel. Øverste foto er fra 1995 og nederste fra 2020 (<https://arealinformation.miljoportal.dk/>). I 1995 ses tydelige tegn på slikgårde og dermed tilhørende landnamning (indtagning af land). Dette ses opgivet på fotoet fra 2022. Nedlæggelsen af slikgårdene har i realiteten medført et tab af landareal, som ikke indgår i den nuværende opgørelse, hvor basisåret er 1990. Som nævnt ovenfor, er delineationen af landarealet defineret af SDFI. Hovedårsagen til, at dette mulige landtab ikke indgår i den nuværende opgørelse, er kombinationen af manglende præcist kortdata for 1990, manglende definitioner i 2006 IPCC Guidelines, usikre bestemmelse af arealer, biomasser og emissionsfaktorer, en konservativ tilgang om, hvorvidt denne ændring er menneskabt, samt om dette vil ligge under en bagatelgrænse.



Figur 1.1 Flyfoto af Rømødæmningen i hhv. 1995 (øverst) og 2022 (nederst). Fotos fra <https://arealinformation.miljoportal.dk/> © SDFE.

For at aktiviteter kan indgå i den nationale drivhusgasopgørelse, er det et krav, at aktiviteten kan dokumenteres, og at det er menneskeskabt. Dette kan være direkte udplantning af ålegræs eller tangdyrkning. Følgelig skal der foreligge dokumentation for, at aktiviteterne har fundet sted, i hvilket omfang og hvor samt efterfølgende overvågning. I IPCCs Guidelines foreligger der ikke en præcis beskrivelse af, hvilken dokumentation der kræves for etableringen eller af overvågningen. Dette vil skulle fastlægges i dialog med relevante parter. Hvis det marine område inddrages i den nationale opgørelse, vil efterfølgende reviews foretaget af FNs review panel (ERT) og EU's reviewere vurdere om Danmark har løftet dokumentationsbyrden tilstrækkeligt.

2006 IPCC Guidelines har tre tilgange (niveauer/approaches) til at definere omfanget og lokalisering af aktiviteter (IPCC 2006, Volume 4, 3.13). Niveau 1 er en overordnet arealopdeling, niveau 2 er mere detaljeret, og niveau 3 er en fuld arealdækning med geografisk reference (pixel- eller polygonopdeling). Helt generelt gælder, at højeste tilgang (Niveau 3, Approach 3) bør anvendes, hvor tiltag er geolokaliserede. Denne tilgang anvendes i vid udstrækning i den nuværende opgørelse for arealanvendelse, LULUCF-opgørelsen (Nielsen et al., 2024, Levin og Gyldenkerne, 2022). Det er også det niveau som EU's medlemslande skal anvende i fremtiden (EU, 2023). For det sidste angives det for udplantning af ålegræs, at det først indgår i opgørelserne, når man er sikker på, at etableringen har fundet sted og været succesfuld ved at foreslå, at udplantedækket skal udgøre mindst 10 % af udplantede areal (2013 Wetland Supplement, 4.28).

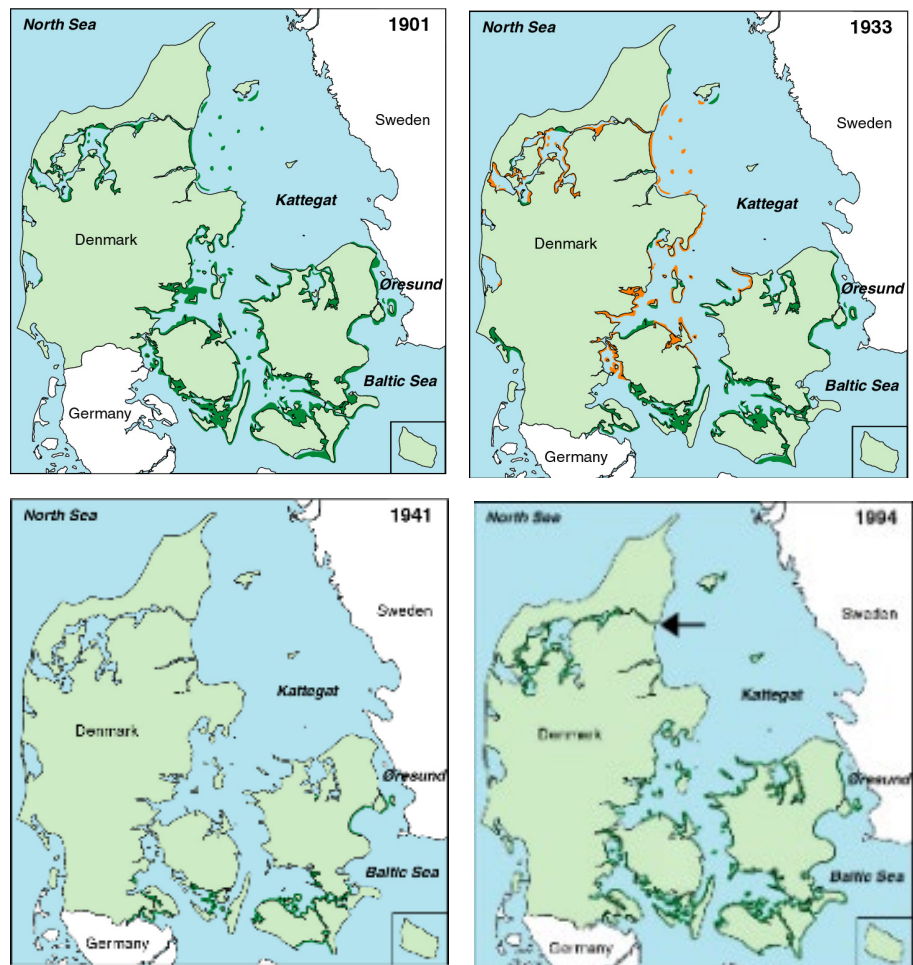
IPCCs guidelines omtaler også "natural recolonisation", men der er ikke givet nogen definition på, hvad dette indebærer, og hvordan det bør indføres i en opgørelse. I en dansk kontekst kan en tilbagevenden af ålegræs i de danske farvande opfattes som en naturlig spredning, som ikke skal indgå i den menneskeskabte klimaopgørelse.

De danske ålegræsbestande har været under pres gennem mange år som følge af sygdomme og eutrofiering og en deraf nedgang i det samlede areal. I 1901

blev det vurderet, at der var 6700 km² (Boström et al., 2003). Dette areal blev stærk reduceret i 30'erne som følge af ålegræssyge. I 40'erne blev det vurderet, at der kun var 7 % tilbage af det oprindelige areal og primært i det sydlige bælthav i områder med lavt saltindhold. I 90'erne var ålegræsset igen mere udbredt i alle farvande dog kun til ca. 25 % af niveauet i 1901 (Boström et al., 2003, Mortensen et al., 2004), se Figur 1.2.

Det er kendt, at ålegræs er følsom overfor højt kvælstofindhold i vandet. Ydermere bidrager et højt kvælstofindhold til en større algevækst, som dels reducerer lysmængden i vandet, og dels sætter der sig alger på ålegræssets blade og mindsker derved deres fotosyntese og medfører lavere produktion og tidligere henfald. Efter indførelse af vandmiljøplanerne fra slut 80'erne er kvælstofudvaskningen reduceret, hvilket har medført en større sigtbarhed i vandet og dermed et større vækstpotentiale for ålegræs. Dybdeudbredelsen af ålegræs er målt siden 1989 i udlagte overvågningstransekter i de indre danske farvande og resultaterne afrapporteres i NOVANA-rapporterne (Jung-Madsen et al., 2021). Den seneste NOVANA-rapport for marineområder (Hansen og Høgslund, red. 2024) angiver dog: "Generelt har algevæksten været faldende siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af næringsstoffer. Det sidste årti er faldet i algevæksten stoppet og afløst af en tendens til stigning i fjorde og kystvande, som dog ikke er signifikant. I perioden 2012 til 2020 har kvælstoftilførslen i algernes vækstsæson været stigende, hvilket kan forklare tendensen med en øget algevækst."

En stigning i dybdeudbredelsen af ålegræs fra 1990 og frem til 2012 kan derfor primært knyttes til to parametre: 1) dels en forventet større udbredelse, som følge af en reduktion i påvirkningen fra ålegræssygen og 2) dels en reduktion i kvælstofbelastningen af vandmiljøet, som har forbedret vandkvaliteten/sigtedybden. For det sidste gælder, at stigningen i vækstpotentialet for ålegræsser kan ses som følge af en menneskeskabt ændring, og derfor kan denne stigning, ud over den forventede naturlige større udbredelse, muligvis indgå i de nationale opgørelser som "human induced" og vender tilbage til sin naturlige tilstand. IPCCs Guidelines omfatter kun "genplantning" og nævner ikke muligheden for at inddrage den indirekte effekt af en ændring i vækstvilkårene. En binding af CO₂ som følge af både naturlig spredning og som følge af kvælstofreducerende tiltag vil som følge af Parisaftalens ordlyd kunne indgå i opgørelserne. Umiddelbart er der ikke målt nogen mærkbar positiv udbredelse i NOVANA-transekterne, som indikerer, at ålegræsserne breder sig under de nuværende forhold i de indre farvande (Hansen & Høgslund, 2024).

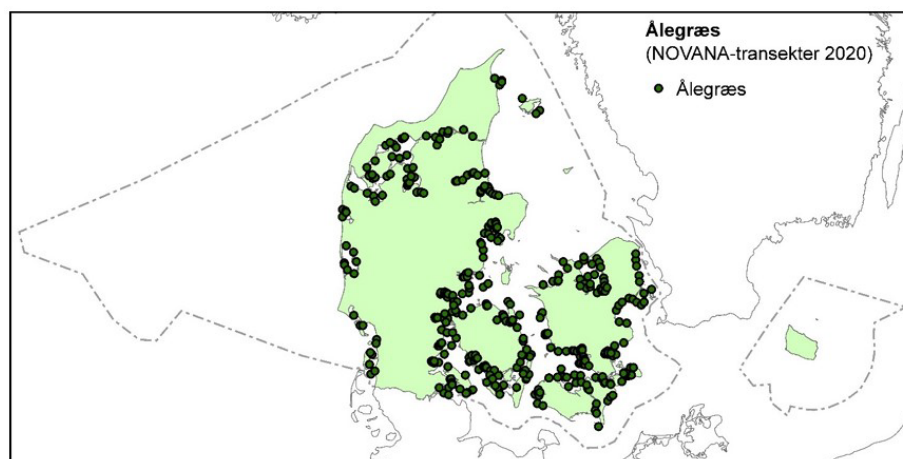


Figur 1.2 Ålegræssets udbredelse 1901-1994. De røde markeringer på 1933 kortet indikerer lokaliteter, hvor der er konstateret udbredt ålesyge og i mindre omfang på de grønne lokationer. Kilde: Boström et al. (2003).

1.1 Indregning af negative effekter på det marine miljø

Hvis man vil indregne positive klimagevinster i det Marine miljø i den nationale drivhusgasopgørelse kan man ikke fraskrive sig en forpligtigelse til at inddrage eventuelle negative effekter på drivhusgasbalancen. Det kan være ødelæggelse af eksisterende ålegræsbestande f.eks. ved bomtrawl eller havneudvidelser, ved ændret eutrofiering (overgødskning), som har en negativ effekt, eller ved flytning af organisk materiale i havbunden, som antages at være stabilt deponeret, og som efterfølgende udsættes for oxidering/nedbrydning. Et bidrag til en national opgørelse vil altid være summen af to modsatte tendenser. I ly af dette vil man sandsynligvis anse udplantning af ålegræs for at være en isoleret hændelse, som ikke har store negative effekter, som skal inddrages, men det kan ikke udelukkes, at den kommende EU-regulering, 2023/839, (EU, 2023) vil stille krav om, at alle klimaeffekter i det Marine miljø skal indgå i medlemslandenes rapporter.

Ålegræsernes udbredelse siden 1989 undersøges i NOVANA-regi. Placeringen af de danske målestationer er vist i figur 1.3.



Figur 1.3 NOVANA målestationer for ålegræs i 2020. Stiplet linje markerer grænsen for danske farvande (den eksklusive økonomiske zone). Kilde: Hansen & Høgslund, red. (2021).

I NOVANA-målingerne vurderes forekomsten ved visuelle målinger af plantedækket i forskellige transekter (Hansen og Høgslund, red. 2021). Her angives:

"Set over hele overvågningsperioden (1989-2020) er der tendens til, at ålegræsset dækker en stadigt mindre del af bunden langs de undersøgte transekter (figur 7.2). Dækningsgraden er faldet signifikant på både 1-2, 2-4 og 4-6 m i samtlige områder, bortset fra på 1-2 m i Limfjorden. I de seneste 10 år (2011-2020) er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjorde, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i andre dybdeintervaller eller områder. Ligesom for ålegræssets dybdegrænse er der derfor tale om en generelt negativ udvikling både over den lange tidshorisont og gennem det seneste årti, specielt siden 2013."

En konklusion herpå kan være, at den naturlige genindvandring/arealudbredelse af ålegræs efter ålegræsnygen er hæmmet i større stil som følge af andre påvirkninger, som f.eks. menneskeskabt eutrofiering.

Potentialet for udplantning af ålegræs er i Danmark er undersøgt i DHI (2024), hvorfor det er relevant at vurdere de klimamæssige effekter af en sådan udplantning. For steder og potentiale henvises til de andre arbejdsplaner.

2 Guidelines og Metoder

Som følge af at Danmark har ratificeret FN's klimakonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC), er Danmark forpligtiget til at udarbejde årlige opgørelser over drivhusgasudledningen med udgangspunkt i 2006 IPCC Guidelines. Disse guidelines omfatter fem hovedsektorer: Energi, Industrielle Processer, Landbrug, Arealanvendelse og Af-fald. Guidelines for arealanvendelsessektoren dækker kun det terrestriske miljø. Som nævnt i kapitel 1 omfatter 2006 IPCC Guidelines ikke marine områder. Disse er dækket af 2013 Wetland Supplement, kapitel 4, som ikke er gjort obligatorisk af parterne til Klimakonventionen, og er derfor primært et supplement med opdaterede emissionsfaktorer for organiske jorder og andre våde områder. Der foreligger kun en opfordring til, at landene følger 2013 Wetland Supplement. Dette gør mange lande, inklusive Danmark for dele af kapitlerne, f.eks. for kapitel 2, som omfatter udledninger fra organiske jorder. Kun få UNFCCC Annex 1 lande, som er de lande, der afleverer årlige drivhusgasregnskaber til UNFCCC har inkluderet "Coastal Wetlands" i deres opgørelser, f.eks. Australien og USA.

Australien har indført mangrover, tidevandsområder og otte forskellige havgræsser opdelt på 11 regioner. USA har ikke nærmere angivet en opdeling. Udbredelse er opgjort med satellitter hvor resultaterne er oversat til biomasse (<https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2023>).

IPCCs kapitel 4 for Coastal Wetlands er et meget usikkert dokument forstået på den måde, at det er nye aktiviteter, der behandles med begrænset bagvedliggende forskning og deraf markante usikkerheder, samt at det er meget besværligt at løfte dokumentationsbyrden for nogle af de inkluderede aktiviteter. Der er således ikke dannet præcedens for, hvordan opgørelser over udledninger/bindinger i et FN-review vil falde ud, og hvilke dokumentationskrav der anses for nødvendige.

IPCCs guidelines omfatter tre metodetrin: Tier 1, Tier 2 og Tier 3. Tier 1 er en global måde at opgøre tingene på med en mere eller mindre global emissionsfaktor, hvor et givet areal ganges sammen med en standard ændring i det årlige kulstoflager for den givne aktivitet. Tier 2 anvender samme metodiske tilgang som Tier 1 men med nationale aktivitetstal og nationale/regionale veldokumenterede ændringer i kulstofbalancen. I en Tier 3-opgørelse kan et land frit vælge metode, inklusive modelberegninger. Forudsætningen er altid, at et højere Tier skal være veldokumenteret og være mere præcist end et lavere Tier-niveau, hvorfor det øger behovet for, at nationale data/målinger indgår i den nationale opgørelse.

Som nævnt er kapitel 4 vedr. Coastal Wetlands i 2013 Wetland Supplement skrevet på et usikkert grundlag. Det skyldes bl.a., at det er første version, og at man ikke har nogen præcedens at trække på. Det kommer til udtryk i de vendinger, der anvendes (mindre 'skal' og mere anbefalinger) kombineret med usikkerheden på de standardemissionstal, der angives. F.eks. vil et metodeafsnit altid indeholde standardtal for det laveste opgørelsesniveau (Tier 1). Dette er ikke tilfældet for standardmængder af levende biomasse i ålegræsser, hvor der kun er en anbefaling om at anvende nationale tal. Her er Danmark derfor nødt til at udarbejde nationale tal for kulstofbalancen. Dog findes der rod:top-forhold data, der kan anvendes (Tabel 4.10) samt standardtal for

C i sedimentet 108 ton C ha⁻¹ (0-100 cm, standardiserede data, jf. Fourqurean et al., 2012). De 108 ton kan sammenlignes med en gennemsnitlig landbrugsjord, som har omkring 120 ton C ha⁻¹ (0-100 cm).

Da 2013 Wetland Supplement ikke er obligatorisk under UNFCCC, stilles der ikke krav om, at lande anvender de metoder og standardfaktorer, som er indeholdt, men landene kan på frivillig basis vælge at anvende det. I 2019, udgav IPCC "2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories." IPCC's 2019 Refinement fandt ikke anledning til at opdatere 2013 Wetland Supplementet.

2.1 Opnåelse af kreditter/målsætninger

FNs klimakonvention indeholder ikke aftaler om reduktioner i udledningerne. Reduktionsaftaler sker i andre regi herunder Paris-aftalen. Reduktioner bliver beregnet på forskellige måder, enten ved Gross-Net-princippet eller ved Net-Net-princippet. Ved Gross-Net opgøres reduktionen ud fra de absolutte kulstofmængder for den pågældende sektor. Net-Net-princippet bliver anvendt, hvor det er vanskeligt at fastlægge de absolutte kulstofmængder i systemet, hvilket er typisk for drænedede organiske jorder. Så Net-Net-princippet blev anvendt inden for alle delsektorerne i den nationale opgørelser for arealanvendelse undtagen for skov, hvor der anvendes Gross-Net-princippet.

I 2020 blev den danske klimalov vedtaget (Klimalov, 2020). Formålet med loven er, at Danmark skal reducere udledningen af drivhusgasser i 2030 med 70 pct. i forhold til niveauet i 1990, og at Danmark opnår klimaneutralitet senest i 2050. Med klimaloven bliver reduktionsmålene således juridisk bindende. Dette reduktionsmål er et absolut reduktionsmål set i forhold til 1990.

Det er nødvendigt at kende udgangspunktet for den totale C-mængde for at opnå kreditter samt kende effekten af de ændringer, man påfører systemet, herunder etableringen af ålegræs. For levende biomasse, vurderes det at være forholdsvis enkelt ved udplantning af ålegræs. For sedimentet, skal man kende C-mængden inden etablering og dokumentere effekten af etableringen med en vurdering af ændringen i systemet. For sedimentet, er det vigtigt, at hvis der ophobes C, skal man kende dets oprindelse, så man ikke inddrager C produceret andre steder, og som er fanget i det nyetablerede bed. Som et led i den årlige nationale drivhusgasopgørelse, skal der ske en løbende dokumentation af de rapporterede C-mængder.

2.2 EU-regler

EU har i 2023 opdateret sin LULUCF-forordning 2018/841 til nu 2023/839 (EU, 2023). LULUCF-forordningen angiver opgørelsesmetoderne for arealanvendelse (EU, 2018a). Denne har været under revision og er vedtaget i november 2022. 2023/839 er opgørelsesmæssigt en forsimpning af 2018/841, men der er indført en række metodiske krav. I 2023/839-forordning i Annex III er angivet (kun mest relevante referencer er medtaget):

*'Med hensyn til overvågning og rapportering i LULUCF-sektoren anvender medlemsstaterne geografiske data over omlægning af arealanvendelse i overensstemmelse med IPCC's retningslinjer fra 2006 for nationale drivhusgasopgørelser. Kommissionen yder passende støtte og bistand til medlemsstaterne for at sikre de indsamlede datas ensartethed og gennemsigtighed. Medlemsstaterne **opfordres** til at undersøge*

synergier og muligheder for at slå rapporteringen sammen med andre relevante politikområder og stræbe efter drivhusgasopgørelser, der muliggør interoperabilitet med relevante elektroniske databaser og geografiske informationssystemer, herunder:

Litra a) et system til overvågning af arealanvendelsesenheder i områder med stort kulstoflager som omhandlet i artikel 29, stk. 4, i direktiv (EU) 2018/2001

Litra b) et system til overvågning af beskyttede arealudnyttelsesenheder, der omfatter arealer, der er omfattet af en eller flere af følgende kategorier:

(...)

- de beskyttede områder, der er udpeget af medlemsstaterne med henblik på at nå målene for beskyttede områder

Litra c) et system til overvågning af arealudnyttelsesenheder, der er omfattet af bevaringsforanstaltninger, der defineres som arealer, der er omfattet af en eller flere af følgende kategorier:

- lokaliteter af fællesskabsbetydning, særlige bevaringsområder og **særligt beskyttede områder**, jf. litra b), sammen med de arealenheder uden for disse, der er udpeget som områder med behov for genopretning eller kompensationsforanstaltninger med henblik på at opfylde bevaringsmålsætningerne

(...)

- de naturtyper, der er opført i bilag I til direktiv 92/43/EØF, og de naturtyper for de arter, der er opført i bilag II hertil, uden for lokaliteter af fællesskabsbetydning eller særlige bevaringsområder, og som er udpeget som områder med behov for genopretningsforanstaltninger med henblik på at opnå en gunstig bevaringsstatus i henhold til direktiv 92/43/EØF, eller som er udpeget som områder med behov for afhjælpende foranstaltninger med henblik på artikel 6 i direktiv 2004/35/EF

- områder, der er udpeget som områder med behov for genopretning, eller som er omfattet af foranstaltninger, der skal sikre, at de ikke forringes, i henhold til en naturgenopretningsplan, der finder anvendelse i en medlemsstat

- arealenheder, der er omfattet af foranstaltninger, som er nødvendige for at genoprette en god økologisk tilstand for de overfladevandområder, der er omhandlet i artikel 4, stk. 1, litra a), nr. iii), i direktiv 2000/60/EF, eller foranstaltninger, der er nødvendige for at genoprette sådanne områder til høj økologisk tilstand, hvis det er krævet ved lov

- arealenheder, der er omfattet af foranstaltninger til genskabelse og genopretning af vådområder som omhandlet i del B, nr. vii), i bilag VI til direktiv 2000/60/EF

- områder med behov for genopretning af økosystemer med henblik på at opnå en god tilstand for økosystemerne i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) 2020/852”

Og

"Fra indberetningen af drivhusgasopgørelsen i 2028 og fremefter benytter medlemsstaterne som minimum niveau 2-metoder i overensstemmelse med IPCC's retningslinjer fra 2006 for nationale drivhusgasopgørelser, mens medlemsstaterne så tidligt som muligt og fra indberetningen af drivhusgasopgørelsen i senest 2030 og fremefter for alle estimater af emissioner og optag til en kulstofpulje i områder med stort kulstoflager, jf. litra a), områder med arealanvendelsesenheder, der er beskyttet eller under genopretning, jf. litra b) og c), og områder med arealanvendelsesenheder, der er sårbare over for fremtidige klimaændringer, jf. litra d), skal benytte niveau 3-metoder i overensstemmelse med IPCC's retningslinjer fra 2006 for nationale drivhusgasopgørelser."

Ordet "skal" betyder, at det er obligatorisk, og da det refererer til niveau 3-metoder, som er geografisk eksplicite betyder det, at arealerne skal være georefererbare. Herudover bliver medlemslandene kraftigt opfordret til at udnytte og samkøre eksisterende databaser/informationer med områder, hvor der findes andre politikker. Det tolkes som en generel opfordring til et mere gennemtænkt system, hvor specifikke geografiske områder er defineret. Dette er uddybet i Boks 1 og 2, som er teksten fra den reviderede forordning 2018/841.

Desuden er som noget nyt for marine områder angivet:

"De forventede menneskeskabte ændringer i drivhusgasemissioner og optag i hav- og ferskvandsmiljøer kan være betydelige og forventes at variere i fremtiden som følge af ændringer i anvendelsen gennem f.eks. planlagte udvidelser af offshoreenergi, den potentielle forøgelse af akvakulturproduktionen og det stigende niveau af naturbeskyttelse, der er nødvendigt for at opfylde målene i EU's biodiversitetsstrategi for 2030. Disse emissioner og optag er i øjeblikket ikke medtaget i standardrapporteringstabellerne til UNFCCC. Når rapporteringsmetoden er vedtaget, kan Kommissionen overveje at rapportere om status, gennemførelighed af analyser og virkningen af at udvide rapporteringen til hav- og ferskvandsmiljøer på grundlag af den seneste videnskabelige dokumentation for disse strømme, når revisionen indføres ved nærværende ændringsforordning"

Samt

Det er vigtigt at sikre, at de foranstaltninger, der træffes for at opfylde målene i denne forordning, forfølges i overensstemmelse med målet om at fremme bæredygtig udvikling, jf. artikel 3 i traktaten om Den Europæiske Union (TEU), under hensyntagen til FN's mål for bæredygtig udvikling, Parisaftalen og princippet om ikke at gøre væsentlig skade, hvor det er relevant, jf. artikel 17 i Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) 2020/852."

I denne kontekst omhandler Artikel 17(2) EU's samlede målsætning under Parisaftalen. EU-forordning 2018/1999 (EU, 2019b) omhandler afrapporteringssindsatsen. I denne er medlemsstaterne opfordret til at anvende Tier 2-metoder i overensstemmelse med 2006 IPCC guidelines. Dette er videreført i den opdaterede 2023/839 (EU, 2023), som mere specifikt opfordrer medlemslandene til at anvende Tier 3 for en lang række arealer.

Boks 1 Overvågning af arealer, som er beskyttede, og som indeholder følgende kategorier:

- Land with a high biodiversity value as defined in Article 29(3) of Directive 2018/2001;
- Sites of Community Importance and Special Areas of Conservation as defined by Article 4 of Council Directive 92/43/EEC and land units outside of these which are subject to protection and conservation measures under Article 6(1) and (2) of that Directive in order to meet site conservation objectives;
- Breeding sites and resting places of the species listed in Annex IV to Directive 92/43/EEC which are subject to protection measures under Article 12 of that Directive;
- The natural habitats listed in Annex I to Directive 92/43/EEC and the habitats of species listed in Annex II to Directive 92/43/EEC which are found outside sites of Community importance or special areas of conservation and which contribute to these habitats and species reaching favourable conservation status under Article 2 of that Directive or which can be made subject to preventive and remedial measures under Directive 2004/35/EC;
- Special protection areas classified under Article 4 of Directive 2009/147/EEC of the European Parliament and of the Council and the land units outside of these which are subject to protection and conservation measures under Article 6 of Directive 2009/147/EEC and Article 6(2) of Directive 92/43/EEC in order to meet site conservation objectives;
- Land units which are subject to measures for the preservation of birds reported as being not in secure status under Article 12 of Directive 2009/147/EC in order to fulfil the requirement under Article 4(4), second sentence of that Directive to strive to avoid pollution and habitat deterioration or fulfil the requirement under Article 3 of that Directive to preserve, maintain a sufficient diversity and area of habitats for bird species;
- Any other habitats which the Member State designates for equivalent purposes to those laid down in Directive 92/43/EEC and 2009/147/EC;
- Land units subject to measures required to protect and ensure the non-deterioration of the ecological status of those bodies of surface water referred to in Article 4(iii) of Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council;
- Natural flood plains or areas for the retention of flood water protected by Member States in relation to flood risk management under Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council;

Boks 2 Overvågning af arealer, som undergår restaurering, og som indeholder følgende kategorier:

- Sites of community importance, special areas of conservation and special protection areas as described in point (b) above, together with the land units outside of these which have been identified as in need of restoration or compensatory measures aimed at meeting site conservation objectives;
- The habitats of wild bird species referred to in Article 4(2) of Directive 2009/147/EC or listed in Annex I thereto, which are found outside of special protection areas and which have been identified as in need of restoration measures for purposes of Directive 2009/147/EC;
- The natural habitats listed in Annex I to Directive 92/43/EEC and the habitats of species listed in Annex II to Directive 92/43/EEC outside sites of Community importance or special areas of conservation and identified as in need of restoration measures for purposes of the achievement of favourable conservation status under Directive 92/43/EEC and/or identified as in need of remedial measures for purposes of Article 6 of Directive 2004/35/EC;
- Areas identified as in need of restoration according to a nature restoration plan applicable in a Member State;
- Land units subject to measures required to restore to good ecological status the bodies of surface water referred to in Article 4(iii) of Directive 2000/60/EC, or measures required to restore such bodies to high ecological status where required by law;
- Land units subject to measures for the recreation and restoration of wetland areas, as referred to in Annex VI.B(vii) of Directive 2000/60/EC;
- Areas in need of ecosystem restoration so as to achieve good ecosystem condition in accordance with Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament of the Council;

From the greenhouse gas inventory submission in 2028 onwards, Member States shall use at least Tier 2 methodologies in accordance with the 2006 IPCC guidelines for national GHG inventories and are encouraged to apply Tier 3 methodologies, in accordance with the 2006 IPCC guidelines for national GHG inventories.'

LULUCF-forordningen er ikke specifikt målrettet mod det akvatiske miljø. En udvidelse af de danske rapporteringer til EU til at omfatte det marine område kan kun ske ved at LULUCF-forordningen udvides/ændres. Parisaftalen referer udelukkende til IPCC's guidelines fra 2006 (IPCC, 2006). I relation til en inkludering af det marine område i den danske opgørelse vil det i øjeblikket suverænt være Danmark som bestemmer dette. Men det tolkes sådan, at hvis

Danmark udvider den nationale afrapportering til at omfatte dele af det akvatiske miljø (coastal wetlands), så skal der også her bruges højere Tier-metoder jævnfør LULUCF-forordningen.

Den udvidede EU-forordning 2023/839 (EU, 2023) omkring rapportering af drivhusgasser lægger op til, at habitatregulativerne overholdes (Artikel 4(iii) af Direktiv 2000/60/EC) og omkring god økologisk tilstand (Forordning (EU) 2020/852), se boks 1 og 2. Det vil betyde at også destruktion af habitater i det marine område skal inddrages i opgørelserne. F.eks. i forbindelse med anlægelse af Lynetteholmen, etablering af havvindmølleparker, udvidelse af akvakulturanlæg samt EU's biodiversitetsstrategi for 2030.

Nielsen et al. (2022) har for Klimaministeriet forsøgt at danne overblik over, hvad den udvidede forordning betyder for LULUCF-opgørelsen. Notatet fra Nielsen et al. (2022) var baseret på et udkast til forordningen. Den endelige forordning har indført skærpede krav af metoderne til Tier 3 for en række arealer. Dette fremgår ikke af det nævnte notat.

2.2.1 Opgørelse af bidrag til reduktionsforpligtigelsen inden for EU

EU har vedtaget en reduktion af drivhusgasudledninger på mindst 55 % i forhold til 1990 inden 2030 (EU, 2021). For arealanvendelse gælder, at alle arealer (skov, landbrugsarealer, vedvarende græs, vådområder og bymæssig bebyggelse) skal indgå i opgørelsen/reduktionsforpligtigelsen (EU, 2023/839).

For perioden 2026-2030 anvendes et budgetmål for de enkelte landes udledninger fra arealanvendelse, hvor gennemsnittet af udledningerne for årene 2016-2018 skal reduceres frem mod gennemsnittet af 2026-2030, for at EU inden for arealanvendelsessektoren samlet skal opnå en reduktion på 310 mio. ton CO₂-ækv. Her er Danmarks andel sat til 0,441 mio. ton CO₂-ækv. Det endelige gennemsnit af årene 2016-2018 opgøres i 2032 så eventuelle genberegninger inddrages.

EU har besluttet, at 2013 Wetland Supplementet/Coastal Wetlands på nuværende tidspunkt ikke skal indgå i EU-opgørelsen, men også samtidig defineret i Forordning 2023/839 (EU, 2023), at landene skal anvende mindst Tier 2 og helst Tier 3, hvilket betyder en national metodetilgang. "Coastal Wetlands" kan indgå i flere af undersektorerne i arealanvendelsessektoren ud fra, hvilke kriterier det enkelte land anvender i sin opgørelse. F.eks. kan mangroveskove indgå i et lands skovdefinition. I en dansk kontekst vil marine områder typisk blive en del af afrapporteringssektoren "Vådområder." I så fald er det vurderingen, at et tilvalg af marine områder i opgørelsen skal indgå i opgørelsen fra og med 2026 med årlige estimater fra 1990 og frem, og at et evt. bidrag til den danske reduktionsforpligtigelse i perioden 2026-2030 vil være i forhold til 2016-2018-niveauet for hele LULUCF-området. Som nævnt har Danmarks Klimalov et basisår i 1990.

Hvis EU på et tidspunkt stiller krav om, at Coastal wetlands skal inkluderes i et lands LULUCF-opgørelse, vil dette få indflydelse på Danmarks reduktionsmål. En forsigtig vurdering af konsekvensen er, at det kun får begrænset betydning som følge af, at der fremover skal anvendes 2016-2018 som basisår inden for LULUCF-sektoren, hvormed antal år med C-tab og -bindinger indtil en endelig opgørelse i 2030 skal foreligge vil være begrænset medmindre der forekommer store ændringer i arealet med havgræsser og makroalger.

2.2.2 Territorieafgræsning

I IPCC's Guidelines om Coastal Wetlands er arealet defineret til at gå ud til den dybdegrænse, hvortil karplanter (vaskulære planter) gror. Da dette ikke er en nationalt veldefineret grænse, kan der evt. defineres et specifikt territorie, som indeholder karplanter. Det kunne f.eks. også være Territorialfarvandet, som er den del af havet, der hører til den danske stats territorium. Territorialfarvandet udmåles som regel fra kystlinjen og strækker sig typisk 12 sømil (22 km) ud fra kysten i overensstemmelse med FN's havretskonvention. Det vurderes, at en sådan fysisk afgræsning ikke vil få indflydelse på, hvilke områder der skal indgå i den nationale opgørelse, hvis de områder som skal indgå afgrænses af dybdegrænsen for karplanter. Denne er omkring 20-30 meter.

Det må formodes at EU-forordning 2023/839 bliver udslagsgivende hvis EU vil definere Coastal Wetlands, hvor det handler om at sikre alle habitater, som indgår i de marine områder. Derfor bliver det nødvendigt med en definition, som omfatter alle nævnte habitater i forordningen.

2.2.3 Basisår

Som nævnt ovenfor er basisåret for opgørelsen 1990. For 1990 skal man derfor have en klar vurdering af, hvilke arealer der skal indgå i opgørelsen ud fra en national definition: "*Countries need to develop a nationally appropriate definition of coastal wetland taking into account national circumstances and capabilities (2013 Wetlands Supplement, p 4.6).*" Hvis man anvender en "*managed land*" proxy, som siger, at kun arealer, hvor der udføres aktiviteter herunder, at der udplantes ålegræs, er forvaltede, vil kun arealer, hvor der findes dokumentation for udplantningen, indgå. Dette princip vil gælde for alle arealer hvor der udføres aktiviteter. Dette skal ske på det niveau, som er i den nationale opgørelse, dvs. Niveau 3 (Approach 3), altså med fuld georeference. Det betyder samtidigt, at man kan sætte basisårsemissionerne i år 1990 til 0 (nul) og kun inddrage de arealer, som man har aktiviteter på samt nye områder efterhånden, som de fremkommer. Dette er mest i tråd med beskrivelsen i 2013 Wetland Supplement. Hvis EU-forordning 2023/839 lægges til grund skal samtlige habitatområder og andre kulstofrige arealer i det marine område indgå.

I 2013 Wetland Supplement, som kun omhandler udplantet ålegræs, angiver man specifikt, at der bør være et plantedække på mindst 10 %, før arealet inddrages i opgørelserne. Det primære formål er, at man i nationale arealmatrice ikke introducerer arealændringer som efterfølgende skal tilbageføres hvis den pågældende etablering mislykkes. Det vil betyde, at der vil være en forsinkelse på indførelsen i den nationale opgørelse på 1-2 år i forhold til det aktuelle transplanterings tidspunkt for ålegræsset kombineret med at der foreligger en indikation af at transplanteringen er lykkedes. Her forudsættes, at arealerne har en vis løbende monitoring. I hvilket omfang dette skal ske, er der ikke taget stilling til. Dette vil bero på de erfaringer man har med udplantning af ålegræs.

Hvis man anvender en definition om, at alle ålegræsarealer er "*managed land*" for evt. at inddrage en spredning af ålegræs som følge af et forbedret havmiljø, skal der skabes et overblik over det totale areal med marine karplanter i 1990 til en UNFCCC-opgørelse. Dette kan evt. ske ved hjælp af NOVANA-observationerne (Hansen og Høgslund, 2024) og andre kilder. Som følge af at der åbenbart har været en fremgang i ålegræsarealet siden 1940'erne, efter åle-

græssygen (Figur 1.1), skal der gøres antagelser om baggrunden for den stigende udbredelse samt ske en kvantificering i emissionstermer (CO₂). Hvis arealudbredelsen fra 1940'erne og frem antages at fortsætte, er det vurderingen, at der er behov for en opdeling af tilvæksten i to komponenter. Dels én komponent, som skyldes en naturlig spredning under de givne forhold i 1990, og dels én komponent, som skyldes forbedrede vækstvilkår for ålegræsset. Her vil kun den anden komponent omkring forbedrede vækstvilkår kunne indgå som et bidrag til den rapporterede menneskeskabte kulstofbalance, dvs. som en CO₂-opgørelse for *managed areas*. En kvantificering af dette vil sandsynligvis kræve et omfattende dokumentationsarbejde. Fra og med 2030 skal alle terrestriske arealer indgå i den nationale opgørelse (EU, 2023) men ikke det marine område. Hvis dette kommer til at indgå er der ikke behov for sondringen mellem menneskeskabte og naturligt forekommende bestande efter dette tidspunkt.

2.2.4 Opgørelse af arealer

På trods af at arealet i den nationale opgørelse skal omfatte et veldefineret areal, vil man sandsynligvis kunne opdele arealet i *managed* og *unmanaged*. For ålegræs alene kan man definere tre indgange:

- 1) At hele området ud til territorialgrænsen indgår i opgørelsen. Spredning af karplanter til nye områder vil derfor naturligt indgå i opgørelsen, når der indsamles data.
- 2) At alle områder ud til dybdegrænsen inddrages i opgørelsen. Som følge af at karplanternes naturlige spredning er betinget af bl.a. lysforholdene vil en forbedring af sigtddybden over tid ændre det areal, som kommer til at indgå i emissionsopgørelsen.
- 3) At kun områder, hvor der er dokumenteret en fysisk aktivitet, indgår som *managed* og resten som *unmanaged*.

Hvis EU's LULUCF-forordning (2023/839) udvides til, at marine områder skal indgå, er man nødt til at definere det område inden for det territoriale areal, hvor der udføres aktiviteter. Hvis EU beslutter, at de marine områder skal indgå, må det formodes at gælde alle habitater i det marine miljø og dermed alle aktiviteter, herunder områder hvor kvælstofbelastningen bliver reduceret (???) og ikke kun ålegræsplantning.

2.2.5 Offentlig versus private aktører

Plantning kan foretages af både offentlige og private aktører. Offentlige aktører vil være stat eller andre offentlige myndigheder. Hvis Danmark skulle inkludere Marine områder i den nationale opgørelse, skal både offentlige og private projekter indgå i opgørelsen. Hvis Danmark vælger ikke at inddrage det Marine område, vil aktiviteter kun indgå i de private aktørers regnskaber.

2.2.6 Opgørelse

Udledning af drivhusgasserne opgøres årligt per 31. december og afrapporteres til Klimakonventionen (UNFCCC) og til EU. Opgørelsen for et kalenderår afleveres til EU senest den 15. januar i år n+2 og til UNFCCC senest den 15. april i år n+2.

Inkludering af udledninger/bindinger i det nationale drivhusgasregnskab opnået i det marine område kan kun ske ved, at Danmark officielt udvider sit

rapporteringsområde til at omfatte det valgte Marine miljø. Et sådant tilvalg kan ikke fravælges på et senere tidspunkt. En sådan inkludering skal omfatte alle efterfølgende udledninger og bindinger inden for området og opgøres årligt. Man kan vælge både at lave årlige monitoringer af udbredelsen af ålegræs, tang og planter i tidevandsområder, eller man laver en modelbaseret årlig fremskrivning til brug for opgørelsen. Med den modelbaserede opgørelse bør man med jævne mellemrum foretage en monitoring. Dette sker f.eks. i den nuværende opgørelse for kulstof (C) i landbrugsjorde, hvor der udtages jordprøver i landbrugets kvadratnet hvert tiende år. For hegn og småbiotoper i det åbne land anvendes ligeledes en modelbaseret tilgang, hvor opgørelsen baseret på volumenrumfanget af hegnene beregnet ud fra LiDAR-målingerne (den digitale højdemodel, DEM). Disse er oversat til biomasse. Den årlige tilvækst beregnes ud fra arealet med nyplantede hegn og småbiotoper. Med årsmellemrum vil der blive foretaget en ny beregning af volumen på baggrund af opdaterede DEM-data. DEM opdateres pt. i en femårig rotation med 20 % af arealet årligt. Når en ny volumenberegning foreligger, vil den nationale opgørelse blive korrigeret historisk.

Det vurderes, at der ikke er behov for at monitorere de marine områder årligt. Til brug for den nationale opgørelse vil det være tilstrækkeligt at udarbejde projekterede tal til de årlige opgørelser som omfatter alle aktiviteter. Når der foreligger verificerede monitoringsdata, vil der blive foretaget en korrektion i den nationale opgørelse. Hvor ofte der er behov for monitoring bør fastlægges ud fra opnåede erfaringer med hvordan aktiviteterne påvirker kulstofbalancerne i de påvirkede områder.

Hvis det ikke er obligatorisk at inkludere det marine område i den danske drivhusgasopgørelse, vil en inkludering typisk ske ud fra en politisk vurdering. Dette vil ske i samspil mellem de berørte ressortministerier og DCE hvor DCE vil vurdere omfanget af de krav der bør stilles til opgørelsens kvalitet og omfang.

2.2.7 Etablering af ålegræsbede i privat regi

Hvis en privat aktør etablerer ålegræsbede, vil dette typisk være med henblik på, at opnåede kreditter skal indgå i en virksomheds/persons selvpåtagede reduktionsforpligtigelse eller med henblik på salg på carbon-credit markedet. En sådan etablering kan ske, uden at det skal indgå i det nationale regnskab, idet det alene er den private aktørs opgave at foretage den fornødne verificering af kreditterne, f.eks. Gold Standard (<https://www.goldstandard.org/>) eller VERRA (<https://verra.org/>).

Hvis Danmark på et efterfølgende tidspunkt vælger at inkludere det Marine miljø i den nationale opgørelse, vil aktiviteter foretaget af private aktører indgå i den nationale opgørelse på lige fod med offentlige initiativer. Den metode, som den nationale opgørelse vælger at anvende, er ikke afhængig af den metode, som en privat aktør indregner i vedkommendes regnskab. Metoden i det nationale regnskab vil være afhængig af, hvilken dokumentation der skønnes nødvendig for at overholde de internationalt vedtagne retningslinjer (IPCC guidelines/EU-retningslinjer). Dette kan være forskelligt fra den verificering, der sker i private initiativer som f.eks. af VERRA (<https://verra.org/>).

Hvor aktiviteter er samfinansieret mellem offentlige og private aktører, skal der ske en forholdsvis reduktion i kreditudstedelsen til de private aktører, så

de private aktører kun tilskrives deres andel af effekten. Den samlede effekt vil altid indgå i det nationale regnskab, hvis det besluttes, at det marine område skal indgå i den nationale opgørelse. Der er ikke taget stilling til, hvordan en sådan forholdsvis reduktion kan finde sted.

3 Vækst og nedbrydning af organisk materiale i de marine områder

I de følgende afsnit gennemgås den basale viden om vækst og nedbrydning af ålegræs, tang og biomasser i marine områder, herunder i tidevandsområder, som er relevante i drivhusgasopgørelsessammenhænge.

For alle kilder til C-lagring gælder, at der skal afrapporteres følgende årlige ændringer i:

- Overjordisk levende biomasse
- Underjordisk levende biomasse
- Dødt organisk materiale i dødt ved (> 10 cm i diameter)
- Andet dødt organisk materiale (døde rødder, blade osv.)
- Organisk kulstof i sedimentet

3.1 Ålegræs

Ålegræs (*Zostera marina*) også kaldet "Bændeltang" er i familie med græsserne på landjorden, men vokser i saltvand (figur 3.1). Ålegræssets formering sker dels ved frøspredning og ved, at stængler/udløbere (rhizomer) sendes ud fra den eksisterende moderplante.



Figur 3.1 Ålegræs (*Zostera marina*). Dronefoto fra Horsens fjord. (Foto: Niels Svane, Biologisk Institut, SDU). Undervandsfoto fra Horsens fjord (Foto: Troels Lange, Biologisk Institut, SDU). Afstødt ålegræs på stranden. (Foto: Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet).

I danske farvande blomstrer ålegræs kun i begrænset omfang med ca. 2-5 % af årsskuddene, men med store frømængder på typisk 1000-10.000 frø m⁻² pr. år i Danmark (Valdemarsen et al., 2013). Frøspiring og etablering af frøplanter

er imidlertid uhyre følsomme processer, hvilket fremgår tydeligt af, at efterårets tætheder af frø på op til 1000 m⁻² i sedimenter omkring ålegræsbede ofte kun resulterer i lav spirings succes med meget få etablerede frøplanter (0-20 m⁻²) i det efterfølgende forår (Valdemarsen et al., 2013).

Frøenes overlevelsesgrad er især afhængig af de fysiske forhold, hvor frøene kan begraves for dybt til at kunne fremspire, eller at de spirende frø bliver beskadiget eller spist, så de ikke bliver til en reel etablering. Da ålegræsset pga. de forringede lysforhold er presset ind på lavvandede områder, hvor det er eksponeret for bølger, tabes rigtig mange af frøene til områder, der ikke understøtter en naturlig etablering. Hovedparten af frøene ender enten på stranden, hvor de taber spiringssevnen, eller ender på dybere vand, hvor etablering hindres af utilstrækkelig lysintensitet. Samlet er der derfor kun en meget lille overlevelse af frøene – ”hvis vi vil have ålegræsset tilbage i Danmark inden for en overskuelig tid, kan vi derfor blive nødt til at hjælpe det på vej, ved at beskytte frø og frøplanter i den første problematiske periode.” (Valdemarsen et al., 2013).

Vækstsæsonen er typisk fra april til september hvor mængden af blade og stængler øges (Risgaard-Petersen og Ottosen, 2000; Hasegawa et al. 2007). Den total mængde af biomasse over sedimentet er typisk en faktor to om sommeren i forhold til om vinteren (Risgaard-Petersen og Ottosen, 2000, Carstensen et al. 2016). Udløberne/rhizomerne spreder sig horisontalt fra de eksisterende ålegræsbede. Rhizomernes længdevækst sker typisk i vækstsæsonen (Olesen og Sand-Jensen, 1994). For enden af rodstippen på rhizomet, kan der dannes et nodie, som har meristemvæv. Meristemvævet giver mulighed for, at der dannes et blad, som kan være begyndelsen på et nyt bladskud. Et bladskud vil typisk producere ét nyt blad hver 10-14 dag (april-oktober), inden stænglen dør. Stænglerne kan leve op til to år (Olesen og Sand-Jensen, 1994). Meristemvævet i nodiet er også med til at danne rødder, som bruges til næringsstofoptagelse og fæstning i sedimentet. Rhizomernes spredning sker kun i det øverste sedimentlag/over sedimentet.

Det nye nodie er nu den nye moderplante, hvorfra der udsendes nye stængler. Antallet af nodier/internodier, der dannes i en vækstsæson, afhænger af de klimatiske forhold, men er under danske forhold det samme som antallet af blade, dvs. 10-14 (Olesen og Sand-Jensen, 1994).

Spredning via rhizomer er den langt hyppigste form for spredning. Hvert nodie kan derfor i princippet blive en selvstændig plante, hvor internodiet kan betragtes som forsyningskanalen med energi, alternativ madpakke med energi til den nye plante.

Inde i et eksisterende ålegræsbed vil rhizomspredningen ske inde i et ”lukket system”, som ikke medfører en udvidelse af arealet. En udvidelse af arealet vil kun ske i periferien af de eksisterende bede. Sandsynligheden for at udsendte nodier kan etablere sig i havbunden, afhænger af sedimentets beskaffenhed, se Banke et al. (2024). Rhizomspredning af græsser findes også på landjorden. Figur 3.2 viser rodstængler fra tre græsser: Ålegræs, Sand-Hjælme (*Ammophila arenarium*) og Alm. Kvik (*Elymus repens*) der alle tre kan formere sig med rodudløbere. Fælles for udløbere er, at de ikke har behov for en stærk strukturdannelse med en stiv og svært nedbrydelig kemisk struktur, som f.eks. er nødvendigt i oprette frøbærende skud. Trevathan-Tackett et al. (2017) og Davies et al. (2007) analyserede den kemiske struktur af ålegræs. Resultaterne viste, at rodstænglerne kun indeholder små mængder af lignin (< 5 %).

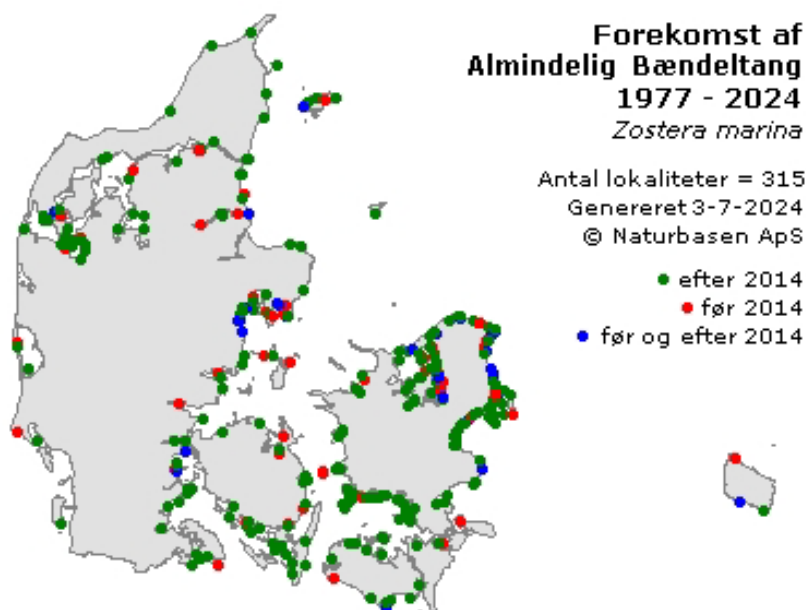
Dette kan sammenlignes med, at man i mange græsser til foder måler 20-25 % klason-lignin (se eks. Gomes et al., 2011).

En konsekvens heraf er, at de levende rhizomer har højt indhold af letnedbrydelige kulstofforbindelser, som anvendes som næring for de nye skud. Døde rhizomer må samtidig formodes at have et højt indhold af de tilbageværende kemiske strukturforbindelser fra "forsyningsledningen" og være mere svært nedbrydelige.



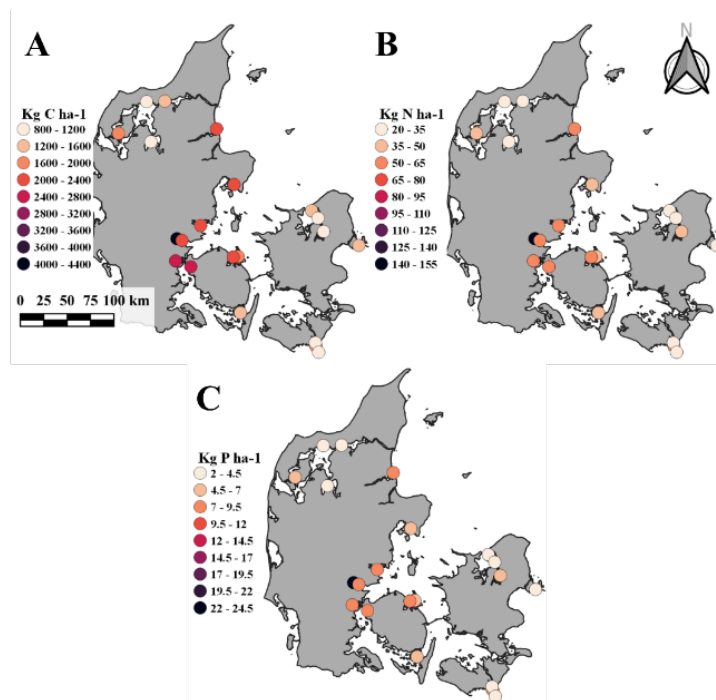
Figur 3.2 Rodudløbere af Ålegræs (til venstre), Sand-Hjælme (mid) og Alm. Kvik (til højre) (Foto: Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet).

Ålegræs findes mange steder i Danmark på beskyttede områder, dvs. især i fjordene og indre farvande. Figur 3.3 viser rapporterede observationer af ålegræs indberettet til Naturbasen. Naturbasen er en portal hvor alle kan indberette fund af dyr og planter (Citizen Science). Observationerne i figur 3.3. er fra Naturbasens figurer er opdelt i observationer før og efter 2014. Ålegræs er indtil juli 2024 indberettet på i alt 315 lokaliteter.



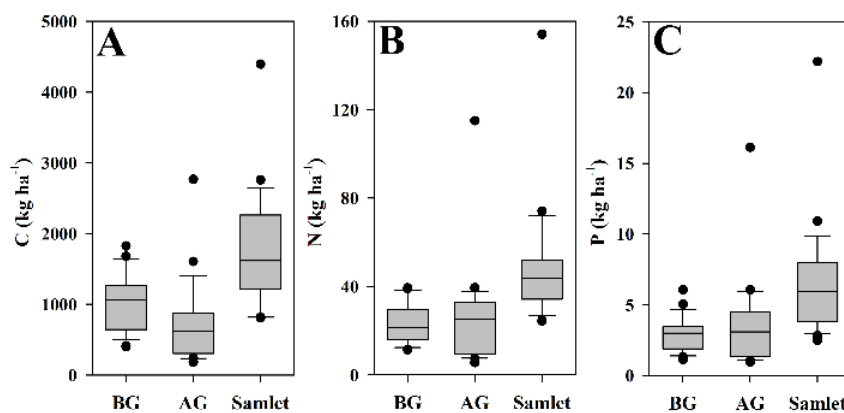
Figur 3.3 Udbredelse af ålegræs i Danmark. Fra Naturbasen.dk.

I figur 3.4 ses målte kulstofmængder i den levende fraktion samt C i de øverste 10 cm af sedimentet i efteråret målt på forskellige lokaliteter i Danmark i 2023 (Banke et al., 2024). Som det ses, er der meget store variationer i mængderne per hektar med de mindste mængder i Limfjorden, Roskilde fjord og udsatte steder på de østvendte kyster, mens de store mængder ålegræs findes i de østvendte fjorde.



Figur 3.4 Estimerede kulstof- (C), kvælstof- (N) og fosfor-(P)-mængder i ålegræs i 2023 inklusiv de øverste 10 cm af sedimentet forskellige steder i Danmark (Banke et al., 2024).

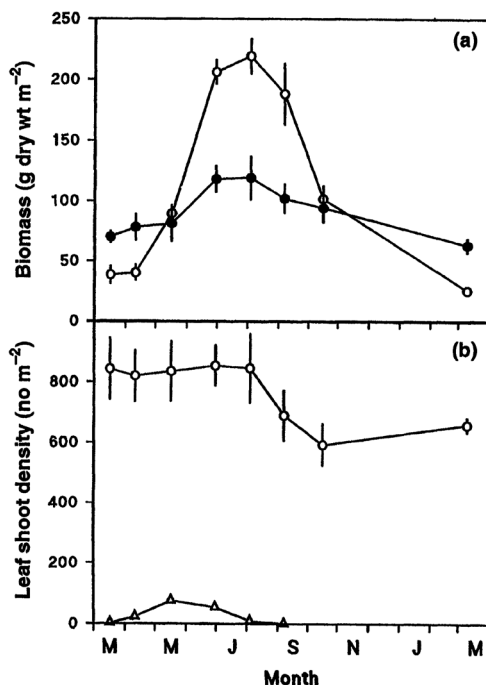
Figur 3.5. viser et bokplot med medianværdien af C, N og P i levende biomasse fordelt på hhv. over (AG) sedimentet og i (BG) sedimentet samt minimum- og maksimumværdier, hvor outliers er ekskluderet af Banke et al. (2024). Som gennemsnit er lidt mere levende biomasse i sedimentet end over sedimentet i målingerne. Målingerne er foretaget i sensommeren 2023. Medianmængde C i levende biomasse er opgjort til 1665 kg C ha⁻¹ heraf ca. 1000 kg C i sedimentet.



Figur 3.5 Median C- (a), N- (b) og P-mængder (c) i levende biomasse i danske ålegræsbestande i 2023 samt minimum- og maksimumværdier (Banke et al., 2024).

3.1.1 Levende biomasse over sedimentet.

Ålegræssets vækstsæson følger de naturgivne forhold. Om vinteren er der en mindre mængde levende biomasse. I foråret sættes nye skud og blade som øger mængden af biomasse over sedimentet, se figur 3.6 (fra Olesen og Sand-Jensen, 1994). I løbet af vækstsæsonen dør gamle blade og afstødes. Om vinteren har vi så igen en lav levende biomasse.

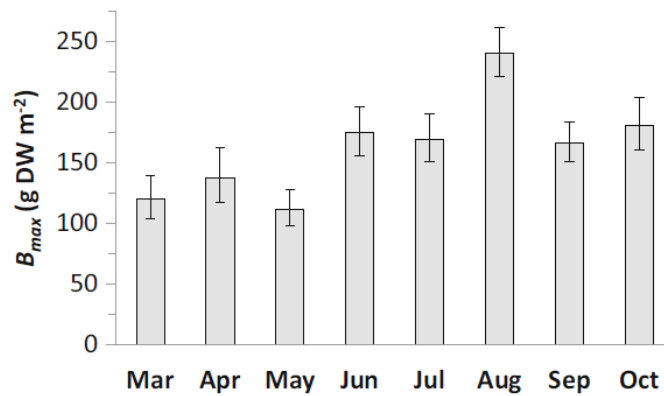


Figur 3.6 Årsvariationen (a) i levende biomasse over sedimentet i løbet af en vækstsæson (åbne cirkler). Rumberne indikerer biomasse i rhizomerne (fra Olesen og Sand-Jensen, 1994). (b) viser antallet af skud m⁻² (åbne cirkler). De åbne trekanten er antallet af blomstrende skud.

Undersøgelserne i Figur 3.6 stammer fra etablerede bede i Vellerup Vig i Roskilde fjord. Figuren er en replikation af seks målinger (n=6). Det ses, at mængden af levende biomasse (•) starter på et lavt niveau i foråret og øges hen over sommeren på grund af tilvæksten for i slutningen af vinteren at være på samme niveau som i det foregående forår.

Udviklingen i ålegræsset hen over årene vurderes i NOVANA (Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen) i forskellige transekter. Programmet udarbejder årligt en rapport for de marine områder (Hansen og Høgslund (red.) 2024). Opgørelsen omfatter udbredelsen men ikke kvantitative målinger af biomassen. Data fra NOVANA-transekterne er nærmere analyseret af Carstensen et al. (2016). Heraf fremgår en stigende mængde levende biomasse hen over året med et maksimum i august (Figur 3.7) som også fundet af Olesen og Sand-Jensen (1994).

Hvis det antages, at transekt-analyserne afspejler middelværdien af alle ålegræsbede, kan NOVANA-undersøgelserne danne referenceniveau for biomasser i de danske ålegræsbede. Carstensen et al. (2016) har udarbejdet en relation mellem udbredelsen i NOVANA-målingerne til biomasse og fundet en maksimal biomasse (B_{max}) over sedimentet ved 100 % dækningsgrad i efteråret svarende til ca. 2400 kg tørstof (ts) ha⁻¹ og i foråret ca. 1200 kg ts ha⁻¹. Dette svarer til ca. 800 kg C ha⁻¹ hhv. 400 kg C ha⁻¹, Figur 3.6.



Figur 3.7 Målte biomasser i NOVANA-transekterne, B_{max} angiver den maksimale biomasse i g tørstof m⁻² ved 100 % dækningsgrad (Carstensen et al., 2016).

Carstensen et al. (2016) har udviklet en model til beregning af ålegræsbiomassen på forskellige dybder ud fra NOVANA-datasættene.

$$B(C, Z) = B_{max}(Z) \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{C(Z)}{k_c}\right) \right)$$

hvor:

$B(C, Z)$ = arealspecifik ålegræsbiomasse på en given dybde (Z), ton ts ha⁻¹

$B_{max}(Z)$ = den maksimale biomasse på en given vanddybde (Z), ton ts ha⁻¹

$C(Z)$ = ålegræsdekke på dybden Z , %

k_c = parameter, som beskriver, hvor hurtigt relationen mellem biomasse og udplantedække aftager.

Den maksimale biomasse vil gå mod $B_{max}(Z)$, når $C(Z)$ går mod et 100 % plantedække. Plantedækket vurderes ud fra lodret projicering af bladernes omrids ned på sedimentoverfladen (Bruhn et al., 2022). Det er nærmere beskrevet i kursiv herunder:

Fra Bruhn et al. (2022):

"I hvert punkt langs hovedtransektet vurderes dækningsgraden af de enkelte arter af blomsterplanter og kransålgler i procent af den bløde bund. Man bestemmer den samlede substratspecifikke dækningsgrad ved at projicere løvets omrids lodret ned på overfladen af den bløde bund og vurdere løvets procentvise dækning af bunden. Blomsterplanter/kransålgler er ofte klumpet fordelt, idet de typisk vokser i bestande, dvs. små 'øer' af planter fordelt på den bløde bund. Bestandene kan have en helt tæt eller mere spredt bevoksning. Man skal give en samlet vurdering af dækningsgraden af blomsterplanter/kransålgler, så estimatet for dækningsgraden både afspejler, hvor stor en del af den bløde bundplanterne dækker og samtidig afspejler dækningsgraden af planterne inden for bestandene".

For naturlige ålegræsbede vurderes det for nuværende, at B_{max} -modellen fra NOVANA-overvågningen kan danne basis for en beregning af den levende biomasse over sedimentet til brug for en samlet opgørelse, når udbredelsen kendes under forudsætning af, at middelværdien vurderes som det bedste bud på naturlige danske ålegræsbede.

Afstødte blade og anden biomasse vil blive nedbrudt i vandfasen, kastet op på stranden (Figur 3.8) eller transporteret ud på dybt vand til langvarig deponering. Ophold og nedbrydning i vandfasen antages ikke at bidrage til en

CO₂-effekt. Hvis biomassen deponeres på stranden, antages det fuldt nedbrudt i løbet af kort tid og det har derfor ikke nogen CO₂-effekt.



Figur 3.8 Afstødte ålegræsblade kastet op på stranden i Køge Bugt, november 2022. Foto: Steen Gyldenkærne, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Det vurderes at ligge uden for dette projekt at definere omfanget af en evt. deponering på dybt vand.

Leiva-Dueñas et al. (2023) har på otte lokaliteter i Danmark målt en gennemsnitlig biomasse i maj/juni på 2166 kg ts ha⁻¹ (Tabel 3.1), hvilket er lidt højere end den modellerede B_{\max} i NOVANA-transekterne (Figur 3.5). I Frederikssund og på Sydfyn er der målt meget høje biomasse-mængder. Hvis disse tre udelukkes, vil den gennemsnitlige biomasse over sedimentet i starten af vækstsæsonen være 1407 kg ts ha⁻¹, hvilket svarer til B_{\max} i NOVANA-transekterne. I tabel 3.1 er ligeledes angivet rod:top-forholdet ($f_{\text{root:shoot}}$) (Leiva-Dueñas et al., 2023).

Tabel 3.1 Gennemsnitlige tørstofmængder og $f_{\text{root:shoot}}$ i dansk ålegræs (bearbejdet ud fra Leiva-Dueñas et al., 2023).

Område	Lokalitet	g ts m ⁻²		$f_{\text{root:shoot}}$
		B_{above}	B_{below}	
Horsens	Brigsted	95,8	115,7	1,21
Horsens	Snaptun	117,6	169,5	1,44
Nibe	Gjøl, indre	134,1	166,8	1,24
Nibe	Nibe, ydre	68,0	106,2	1,56
Roskilde	Bognæs	193,6	53,1	0,27
Roskilde	Frederikssund	562,9	103,2	0,18
Sydfyn	Lunkebugten	288,2	353,9	1,23
Sydfyn	Thurøbund	272,2	105,0	0,39
Gennemsnit	Alle data	216,6	146,7	0,94

De tre lokaliteter Bognæs, Frederikssund og Thurøbund har nogle meget høje værdier for biomasse over sedimentet og dermed et anderledes forhold mellem rod og top end for bestande med en begrænset biomasse over sedimentet. Hvis alle data inkluderes, er $f_{\text{root:shoot}} = 0,94$. Hvis de tre atypiske lokaliteter udelukkes, er $f_{\text{root:shoot}} = 1,34$, hvilket svarer til værdien i IPCC guidelines (IPCC, 2014). Banke et al. (2024) angiver at forholdet mellem biomasse over

sedimentet og i sedimentet er omvendt. Det er uklart hvornår og under hvilke forhold disse er målt.

Kulstofindholdet i den bundne biomasse, $f_{OC,above}$ under danske forhold er målt i Leiva-Dueñas et al. (2023), Tabel 3.2. For biomassen over sedimentet er det beregnet til 0,34. For biomasse i sedimentet er $f_{OC,below}$ beregnet til 0,32.

Tabel 3.2 Indhold af organisk bundet C i hhv. biomasse over sedimentet og i levende biomasse i sedimentet. Efter Leiva-Dueñas et al. (2023).

	f_{OC} , fraktion af tørstof	
	Gennemsnit	Std
Over sediment, $f_{OC,above}$	0,34	0,012
I sedimentet: Rødder og rhizomer, $f_{OC,below}^*$	0,32	0,022

n = 22, *Vægtet gennemsnit af rhizomer og rødder

3.1.2 Levende biomasse i sedimentet

Den levende biomasse i sedimentet udgøres af rhizomer og rødder. Disse findes i de øverste centimeter af sedimentet (Duarte et al. 1998). Ved prøveudtagninger vurderes, om rhizomerne er levende eller døde ud fra en visuel vurdering (Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, personlig medd.).

Hvis der ikke foretages målinger af den levende biomasse i sedimentet, kan biomassen i sedimentet opgøres ud fra en beregning af den levende biomasse over sedimentet i forhold til et standard-rod:top-forhold ($f_{root:shoot}$) (Tabel 3.2 og IPCC, 2014).

Som vist i figur 3.1 (Olesen og Sand-Jensen, 1994) er mængden af biomasse i rhizomer og rødder større om vinteren end i biomassen over sedimentet, mens det modsatte finder sted om sommeren. Det betyder, at prøveudtagningstidspunktet er afgørende for beregning af $f_{root:shoot}$. I de danske målinger i Marine Virkemidler-projektet er prøverne typisk udtaget i august. Leiva-Dueñas et al. (2023) angiver juni som måletidspunkt. Da biomassen over sedimentet typisk er lavere i juni (Olesen og Sand-Jensen, 1994; Carstensen et al., 2016) end senere på året, vil opgjorte $f_{root:shoot}$ ud fra data fra Leiva-Dueñas et al. (2023) være lavere end opgjort ud fra data fra Banke et al. (2024). IPCC's $f_{root:shoot}$ på 1,3 angiver ikke noget tidspunkt på året ligesom datasættet omfatter forskellige klimaforhold og årsvariationer. Samlet giver det meget stor variation (Tabel 4.1).

Levetiden af rhizomer og rødder er kort med en gennemsnitlig levetid på 1-2 år (Olesen og Sand-Jensen, 1994; Duartes, 1991). Da disse udgør det primære bidrag til C i sedimentet, kan standardiserede årlige input af organisk materiale til sedimentet beregnes ud fra mængden af levende rødder og rhizomer i sedimentet.

3.1.3 Dødt organisk biomasse (DOM) i og over sedimentet

I opgørelsessammenhænge jf. IPCCs guidelines (IPCC, 2006) er dødt organisk biomasse defineret til at være dødt organisk materiale > 2mm. Organisk materiale < 2 mm defineres som tilhørende C i jorden jf. standard opgørelsesmetoder, hvor der sker en sigtning i en si med 2 mm hulstørrelse.

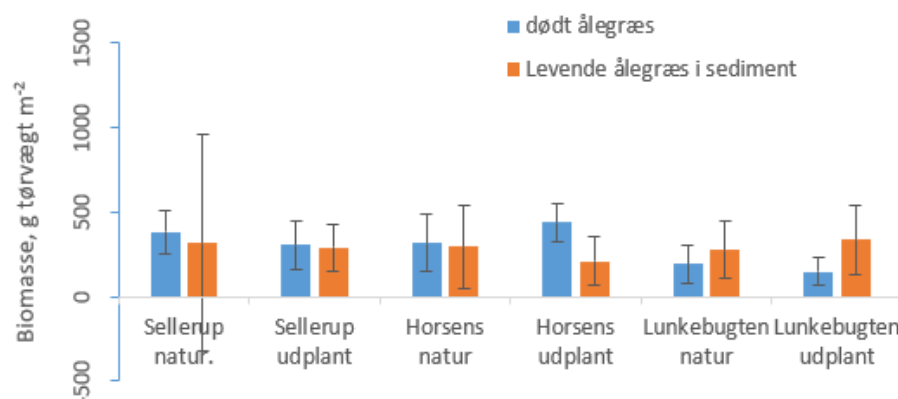
I eksisterende ålegræsenge og ved etablering af nye omfatter dødt organisk materiale døde rødder og døde rhizomer. Dødt træ antages at være ikke-eksisterende.

Dødt organisk materiale i vandfasen antages at undergå nedbrydning til CO₂ i indeværende år og rapporteres ikke. Hvis det organiske materiale sedimenterer ud på havbunden vil det indgå i sedimentværdierne.

Dødt organisk materiale er summen af dødt organisk materiale over sedimentet og det i sedimentet. Her vurderes det ikke at være relevant at inkludere dødt organisk materiale i vandfasen pga. af meget høje omsætningsrater. I sedimentet vil dette omfatte døde rhizomer og døde rødder.

Sondringen mellem levende og dødt materiale sker visuelt (Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, personlig medd.). I litteraturen rapporteres oftest kun den levende biomasse og ikke den døde. Herudover er der åbenbart forskelle metoder til at opgøre puljen af større dele af dødt organisk materiale i sedimentet. Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU (personlig medd.), har oplyst, at det døde materiale frasorteres, mens Dorte Krause-Jensen, Institut for Ecoscience, AU, (personlig medd.) har oplyst at det døde materiale kværnes ned og indgår i opgørelsen af sedimentets samlede kulstofpulje.

I forbindelse med dette projekt har SDU foretaget separate analyser af død biomasse på data fra seks forskellige lokationer i sensommer/efterår 2023 (Figur 3.9, data modtaget fra Mogens Flindt, SDU).



Figur 3.9 Andelen af død ålegræsbiomasse (DOM) i forhold til levende biomasse i sedimentet på seks stationer (tre naturlige bede (natur) + tre udplanterede bede (udplant)) (Banke et al., 2024)

Af Figur 3.9 ses, at andelen af dødt organisk biomasse i både naturlige og transplanterede bede har et forhold mellem levende og død biomasse på ca. 1:1. De transplanterede bede har dog en større variation.

Fordi mængden af dødt organisk materiale både i gamle bede og nye bede tilsyneladende har et stabilt forhold på 1:1 under danske klimaforhold vurderes det, at det er muligt at beregne dødt organisk biomasse > 2mm i sedimentet ud fra den levende biomasse i sedimentet. Da der tilsyneladende samtidigt er et relativt stabilt forhold mellem levende biomasse over sedimentet og den levende biomasse i sedimentet er det muligt at udarbejde relative mængder af dødt organisk biomasse i sedimentet ud fra den levende vegetation.

Det opgjorte forhold på 1:1 i mængder af biomasse afspejler ikke aldersfordelingen på den døde biomasse fordi de levende rhizomer og rødder indeholder

letnedbrydelig biomasse, mens den døde biomasse vil være en heterogen masse med forskelle i aldre fra nyligt døde rhizomer til flere år gamle og recalcitrante rester. Dette kan f.eks. ses i en artikel af Asaeda & Hung Nam (2002), som undersøgte nedbrydningen af nyligt døde og flere år gamle døde rhizomer. De fandt, at nedbrydningsraten for "gamle" rhizomer af alm. siv (*Phragmites australis*) var betydeligt lavere end for "nye" rhizomer, hvilket udlægges til, at det primært er svært nedbrydeligt biomasse, som er tilbage i de gamle rhizomer.

3.1.4 Målinger i sedimentet

Biomassen i sedimentet har sin oprindelse i biomasse produceret på stedet (autoktont) eller biomasse tilført stedet (alloktont). Døde rødder, rodexudater og andet tilført biomasse vil indgå som biomasse i sedimentmålinger uanset dets oprindelse. Målinger i sedimentet omfatter ofte profiler til 40-60 cm dybde, hvor man i analyseprocessen frasorterer synlige rødder.

Leiva-Dueñas et al. (2023) fandt i gennemsnit i 0-50 cm profiler, en C-mængde på 22 ton C ha⁻¹ (± 2 ton) i bevoksede ålegræsenge og i nærtliggende ubevoksede områder 31 ton C ha⁻¹ (± 6 ton). Banke et al. (2024) angiver en medianforskel mellem ubevoksede og bevoksede sedimenter, hvor de bevoksede sedimenter har et niveau som er 1,2 ton C ha⁻¹ højere (10 cm profildybde). Ud fra disse målinger, kan det ikke konkluderes, at der sker en ophobning af kulstof i sedimenterne i ålegræsengene sammenlignet med de omkringliggende ubevoksede arealer.

C-målingerne i de bevoksede ålegræsarealer udgøres af den autoktone tilførsel, det vil sige den biomasse, der er produceret på stedet af ålegræsset, biomasse fra andre organismer, som forekommer i bedet og dør, samt andre planterester. Den alloktone tilførsel i ålegræsområdet omfatter biomasse fra andre ålegræsplanter, tang og alger som opfanges i den vegetative biomasse, nedbrydningsprodukter fra marin vegetation andre steder samt organisk materiale, som udvaskes til det marine miljø fra det terrestriske miljø via åudløb og atmosfærisk deposition (Bartholdy og Pfeiffer Madsen, 1985; Pejdrup et al., 1997). Dette vil blive opgjort som enten død biomasse eller indgå i målinger af sedimentpuljen. I princippet bør den alloktone biomasse fratrækkes den opgjorte kulstofmængde fordi den ikke er produceret på stedet. På den anden side vil et givet ålegræsbed også have en biomasseproduktion som eksporteres til andre områder hvor den deponeres og indgår i dettes kulstofkredsløb. Det vurderes at være meget vanskeligt at uddifferentiere oprindelsen af det organiske materiale.

For en eksisterende ålegræseng vil man muligvis kunne antage, at alle arealer har den samme fluks ud og ind, hvorfor oprindelsen inden for et område udlignes, men ovenstående målinger af Leiva-Dueñas et al. (2023) og Banke et al. (2024) med meget små forskelle indikerer, at der er en meget stor udveksling af organisk stof mellem de bevoksede og de ubevoksede arealer inden for bølgeslagszonen. På dybere vand kan forholdene være anderledes og mere stabile.

For nye områder, vil der også være en alloktion tilførsel, som sandsynligvis primært er en ind-fluks af udefrakommende organisk materiale, som sedimenteres og en mindre ud-fluks. En total analyse af sedimentindholdet vil derfor sandsynligvis være en overestimering af nyplantningens aktuelle bidrag til CO₂-bindingen. Ind-fluksens omfang understreges også af data fra

Leiva-Dueñas et al., (2023). De målte C i barbund og i gamle bede på fire lokaliteter i Danmark. De fandt, som vist ovenfor, ingen signifikant forskel i C-indholdet i sedimentet mellem nøgenbund og inde i bedene. Herudover viste radioisotop-analyser af lejret sediment at 59 % af det organiske kulstof var af en anden oprindelse end ålegræs, og at kun 33 % stammede fra ålegræs.

Ud fra dette vurderes det, at sedimentanalyser ikke er tilstrækkelige til at vurdere omfanget af kulstofbindingen i sedimenter ved etablering af ålegræsege.

3.1.5 Nedbrydning af biomasse i sedimentet

Nedbrydningen af organiske materialer i naturen er kompleks. Lützow et al. (2006) analyserede forskellige mekanismer og konkluderede: (i) jordens biotiske samfund er i stand til at nedbryde enhver organisk materiale af naturlig oprindelse; (ii) molekylær nedbrydning af organisk materiale er relativt snarere end absolut; (iii) svært nedbrydeligt organisk stof er kun vigtigt i den tidlige nedbrydningsfase i aktiv jord; mens (iv) i den sene brydningsfase og i undergrunden øges vigtigheden af rumlig utilgængelighed og organo-minerale interaktioner for stabilisering af det organiske materiale. Samlet konkluderes det, at der er store vanskeligheder i forståelsen og forudsigelsen af nedbrydningsdynamikken.

I de marine sedimenter er de fysisk-kemiske forhold forskellige fra landjorden. Nedbrydningen i det iltfrie sediment sker ofte som følge af sulfatreduktion (Jørgensen 1978, Dale 2019). Hastigheden af nedbrydningen af organisk stof falder generelt med sedimentdybde og alder, da de mere reaktive fraktioner findes tættere på sedimentoverfladen, hvilket efterlader flere svært nedbrydelige fraktioner i de underliggende lag. Dette kan matematisk beskrives som det eksponentielle henfald af en eller flere diskrete fraktioner af organisk stof (Jørgensen, 1978, Arndt et al., 2013).

Der findes kun få langtidsstudier over nedbrydningen af organisk materiale i sedimentet og ingen under danske forhold. Der er fundet to publikationer, som omhandler nedbrydningen af *Z. marina* i sedimentet, hhv. Kenworthy & Thayer (1984) og Trevathan-Tackett et al. (2020). Nedbrydningsstudierne er foretaget med "litter bags", som rhizomerne og rødder er lagt i og derefter nedgravet i sedimentet i 3-5 cm dybde. Litter bags er kendetegnende ved at de typisk har lavere nedbrydningsrater end under naturlige forhold fordi de udelukker nedbrydning af materialet fra større dyr. I denne forbindelse er det også vigtigt at notere sig, at organisk materiale fra ålegræs kan begraves i sedimentet via bioturbation af f.eks. sandorme (*Arenicola marina*). Herved kan der både ske en øget nedbrydning som følge af sandormens fordøjelse men også en nedsat nedbrydning som følge af at det organiske placeres nede i det iltfrie sediment (Thomson et al. 2020).

Kenworthy & Thayer (1984) fandt, at ca. 40% af udgangsmaterialet i litter bags var tilbage efter 180 dage. Trevathan-Tackett et al. (2020) studerede nedbrydningen af blade og rhizomer (*Zostera muelleri*) i havvandet ved Sydney, Australien, over to år. Temperaturen var 12 °C om vinteren og op til 35 °C om sommeren. Ålegræsblade og rhizomer blev placeret i sække og begravet ca. to cm nede i sedimentet. Efter to år er der mindre end 20 % tilbage af den oprindelige biomasse (Figur 3.10) – mindst af bladbiomassen og lidt mere af rhizom-biomassen. Forfatterne angiver, at efter 600 dage er der kun svært nedbrydelig biomasse tilbage. For rhizom-biomassen antyder forfatterne, at

stabiliseringen i nedbrydningen skyldes iltfrie forhold. Som nævnt ovenfor har Jørgensen (1978) og Dale et al. (2019) dokumenteret, at nedbrydningen også fortsætter under de iltfrie forhold primært pga. sulfatreduktion hvilket betyder at nedbrydningen fortsætter, også ud over at målingerne er afsluttet.

Delgado et al. (2017) målte en nedbrydning på ca. 40 % over 80 dage i skildpaddegræs (*Thalassia testudinum*) og i ferskvand har Àgoston-Szabo et al. (2006) i Ungarn målt nedbrydningen af rhizomer i Alm. siv (*Phragmites australis*) med en restmængde på 13,6 % efter 953 dage.

Disse fire undersøgelser fandt sted under varmere temperaturer end i de danske farvande, hvorfor det formodes, at nedbrydningshastigheden er noget lavere i de danske farvande. Undersøgelserne er foretaget med "litter bags" med en maskestørrelse på to mm (Kenworthy & Thayer, 1984) og én mm (Trevathan-Tackett et al., 2020). "Litter bags" anvendes ofte i skove til at studere nedbrydningen af blade og kviste. Her er det velkendt, at maskestørrelsen har indflydelse på nedbrydningshastigheden, fordi nettet begrænser adgangen af nedbrydere til det organiske materiale. Kristensen et al. (1992) undersøgte nedbrydningen af Carrageentang (*Chondrus crispus*) i et 20 dages forsøg med og uden bentisk fauna under tre forskellige temperaturer. De fandt, at tilstedeværelsen af havbørsteormen, Alm. frynseorm (*Nereis diversicolor*), øgede nedbrydningen med 20-50 % i forhold til, at der ikke var fauna til stede. Nedbrydningsraten ved 16°C var yderligere ca. tre gange større end ved 4°C. For nærmere om dette henvises til relevant publiceret litteratur.

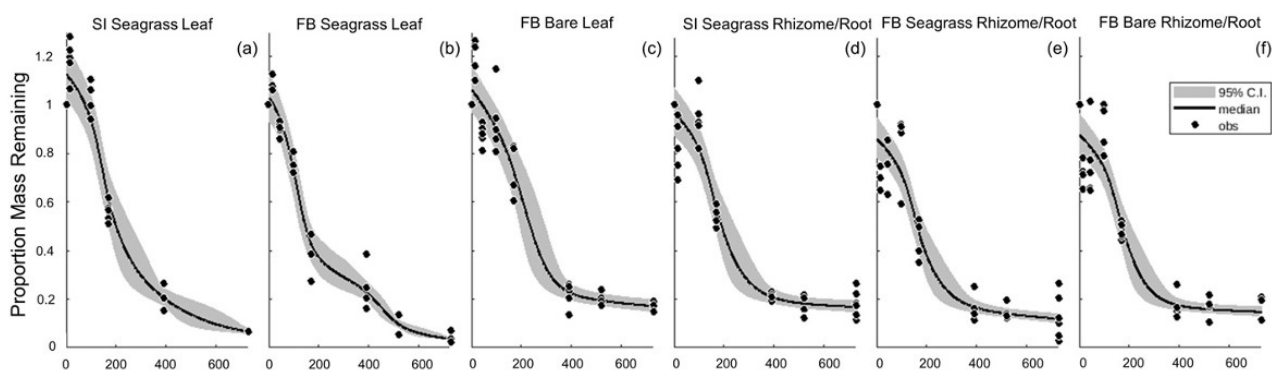
De høje værdier af døde rhizomer i forhold til mængden af levende rhizomer i Figur 3.9 kan indikere, at de levende rødder og rhizomer har en høj dødelighedsrate kombineret med en lav nedbrydningsrate af de døde. Nedbrydningen kan beskrives som en kombination af flere førsteordens funktioner med forskellige ratekonstanter, som hver beskriver en vis andel af det organiske materiales nedbrydningstilbøjelighed (Arndt et al., 2013, Jørgensen 1978, Dale 2019, Trevathan-Tackett et al., 2020). De forskellige fraktioner er typisk en funktion af det organiske materiales kemiske sammensætning hvor simple sukre har hurtig nedbrydning, cellulose og hemi-cellulose en moderat hastighed og lignin en lav hastighed. Trevathan-Tackett et al. (2017) udarbejdede standardiserede og globale datasæt for havgræsers kulstofkvalitet for forskellige vævstyper. Ligesom Davies et al. (2007) fandt de også typisk små værdier af lignin (3-5 %) og svært nedbrydeligt organisk stof i rhizomer og rødder.

Nedbrydningsresultaterne fra Australien er vist i Figur 3.10. Undersøgelsen dækker kun to år. Efter dette må man antage, at nedbrydningen fortsætter, hvor restmaterialet bliver mindre og kan passere en to mm sigte og dermed overgår til C i sedimentpuljen.

Konklusionen af dette er, at der ikke eksisterer en ikke-nedbrydelig fraktion, og at kulstofmængden i sedimentet i eksisterende ålegræsbede vil være en funktion af mængden af primært levende rhizomer og rødder i sedimentet. Denne vil kunne opgøres som integralet over nedbrydningsfunktionen til infinitiv tid, hvor der vil være en ligevægt mellem den årlige tilførsel fra levende rødder og rhizomer og nedbrydningen. Et eksisterende ålegræsbed i naturlig ligevægt vil ud fra dette opnå en maksimal mængde C i sedimentet per hektar. Denne mængde vil være afhængig af den årlige tilførsel og nedbrydning og variere mellem områder. Som følge af turbiditeten i vandet og andre C-

kilder vil den maksimale C-mængde ikke kun være fordelt i ålegræsbedet men også udenfor.

For transplanterede ålegræsbede gælder, at tilførslen af biomasse til sedimentet følger samme princip, hvor den årlige produktion af døde rhizomer og rødder ligeledes integreres over infinitiv tid. Som følge af at arealet øges, vil der i det samlede sediment opstå ny ligevægt. Denne ligevægt vil opstå på et udefineret areal som følge af materialetransporter i vandet. Denne ændring vil ikke kunne opgøres med sedimentmålinger.



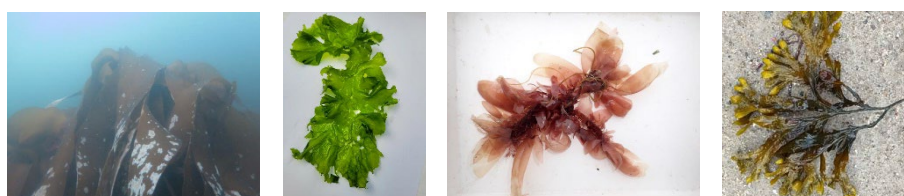
Figur 3.10 Restmængde af hhv. ålegræsblade og rhizomer (*Z. muelleri*) efter to år nedgravet to cm nede i sedimentet under iltfrie forhold i et forsøg ved Sydney, Australien. Efter to år findes kun en meget lille restmængde af ålegræsblade tilbage mens rhizomerne er mere svært nedbrydelige. Kilde: Trevathan-Tackett et al. (2020).

Ud fra ovenstående gennemgang af litteraturdata vurderes det, at de målte rhizommængder kombineret med deres dødelighed kan oversættes til årlige bidrag af biomasse til sedimentpuljen. Denne tilførsel skal så igen kombineres med aktuelle nedbrydningsrater af biomassen.

Det konkluderes, at eksisterende naturlige sunde ålegræsbede vil være i C-ligevægt og som følge heraf ikke vil medføre ændringer i C-indholdet i sedimentet. Ved udplantning af ålegræs vil man øge biomassetilførslen til sedimentet, hvilket vil påvirke mængden af C i sedimentet i opadgående retning indtil en ny ligevægt optræder mellem tilførsel og nedbrydning.

3.2 Makroalger

Skove af tang (makroalger) vokser primært på stenet bund både i tidevandszonen og på dybere vand (Krause-Jensen et al., 2024). I Danmark vokser cirka 400 arter af tang, men det er reelt kun fire af dem, der dyrkes i akvakultur: Sukkertang, søsalat, søl og blæretang (Bruhn et al., 2022), Figur 3.11. Nedenstående data er fra Bruhn et al. (2022) og fra Naturbasen.dk.

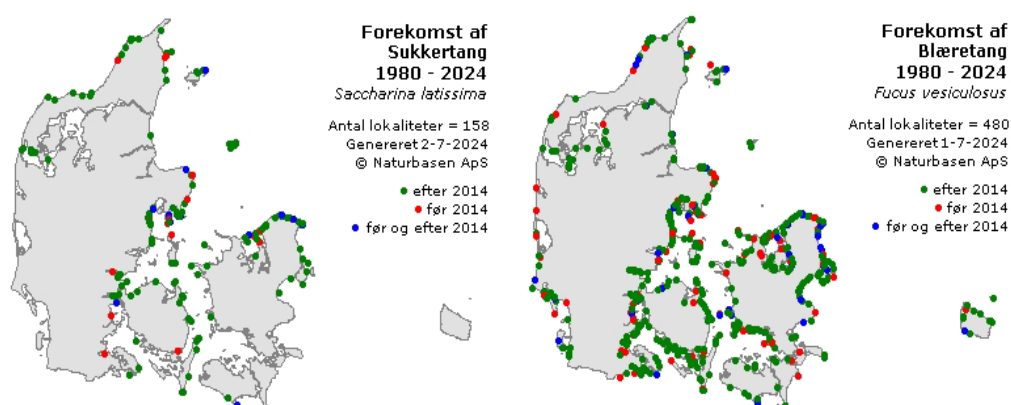


Figur 3.11 Billeder af tang. Fra venstre, Sukkertang (Foto: Lina Knuth-Winterfeldt), Søsalat (Foto: Kirsten Rasmussen), Søl (Foto: Linda Kjær-Thomsen), Blæretang (Foto: Mads Meilandt Sørensen). Kilde: Naturbasen.dk.

Sukkertang (*Saccharina Latissima*) har udelt bladplade og op til 3 m langt bølget eller kruset bånd på en kort stilk. Den trives bedst i havvand med en saltindholdighed over 20 ‰, temperaturer under 20 grader, en del strøm, klart vand

og kan gro på op til 30 meters dybde (Figur 3.11). Søsalat (*Ulva lactuca*) trives bedst i lavvandede fjordområder med masser af sol, varme og næringsstoffer. Søl – også kaldet “Havets Bacon” er en rødalge (*Palmaria palmata*) og kan blive op mod 50 cm høj. I danske farvande er den dog altid vanddækket og dykkerindsamlet i 0,5-18 meters dybde. Blæretang (*Fucus vesiculosus*) kan blive op til 1 m lang, men er typisk betydeligt mindre.

I figur 3.12 er vist registrerede forekomster af Sukkertang (158 lokaliteter) og Blæretang (480 lokaliteter) i Naturbasen (Naturbasen.dk) fra 1980 til 2024. Naturbasen har opdelt registreringerne i før 2014 (røde punkter) og efter 2014 (grønne punkter). Blæretang er registeret på alle danske kyster mens suk kertang er primært registeret i indre farvande men dog på et mindre datagrundlag.



Figur 3.12 Forekomst af Sukkertang (*Saccharina Latissima*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) 1980-2024. Kilde: Naturbasen.dk.

Som for ålegræs vil naturlige bestande af makroalger også have en vækst, når temperatur og lysforhold gør det muligt. I efteråret og vinter løsrives en del af algerne fra deres vækstbase og frigives til vandfasen eller kastes op på stranden, hvor det nedbrydes. Dette kan også ses på fundhyppigheden i Naturbasen.dk. Naturbasens data viser, at mange af fundene sker i efterår/vinter.

En simpel litteratursøgning samt informationer fra Annette Bruhn, AU, viser, at der ikke findes data for den stående algebiomasse i det tidlige forår i lighed med informationer om ålegræs (Carstensen et al., 2016).

Rieper-Kirchner (1989) undersøgte nedbrydningen af makroalger i litter bags i Nordsøen i op til 43 dage under sommer- og vinterforhold (Tabel 3.3). Om sommeren blev 60-90 % af algerne nedbrudt indenfor de første to uger, mens i foråret og om vinteren (april ved 3,4 °C) tog det 4-6 uger at opnå den samme nedbrydning.

Tabel 3.3 Macroalgers tørvægttab i % i "litter bags" i Nordsøen på 6 meters dybde under forskellige temperaturforhold. Antal prøver er angivet i parentes. Fra Rieper-Kirchner (1989).

Date Days of exposure	August 1985			Nov. – Dec. 1985		April 1986		August 1986	
	10 d	20 d %	33d	13 d	30 d %	16 d	43 d %	11 d	21 d %
<i>Delesseria sanguinea</i> (red algae)	74.8 (4)	96.6 (4)	96.6 (4)	60.2 (4)	85.7 (4)	–	–	89.5 (4)	97.3 (4)
<i>Ceramium rubrum</i> (red algae)	68.7 (2)	92.2 (2)	–	26.0 (2)	72.2 (2)	32.8 (4)	71.5 (4)	79.4 (4)	94.5 (4)
<i>Membranoptera alata</i> (red algae)	–	–	–	41.2 (4)	67.5 (4)	30.6 (4)	76.9 (4)	62.4 (4)	86.9 (4)
<i>Laminaria</i> spp. (brown algae)	–	–	–	–	–	67.0 (4)	96.5 (4)	89.5 (4)	97.6 (4)
<i>Desmarestia aculeata</i> (brown algae)	–	–	–	–	–	11.8 (4)	22.6 (4)	–	37.8 (4)
<i>Ulva lactuca</i> (green algae)	–	–	–	–	–	–	–	64.7 (4)	–

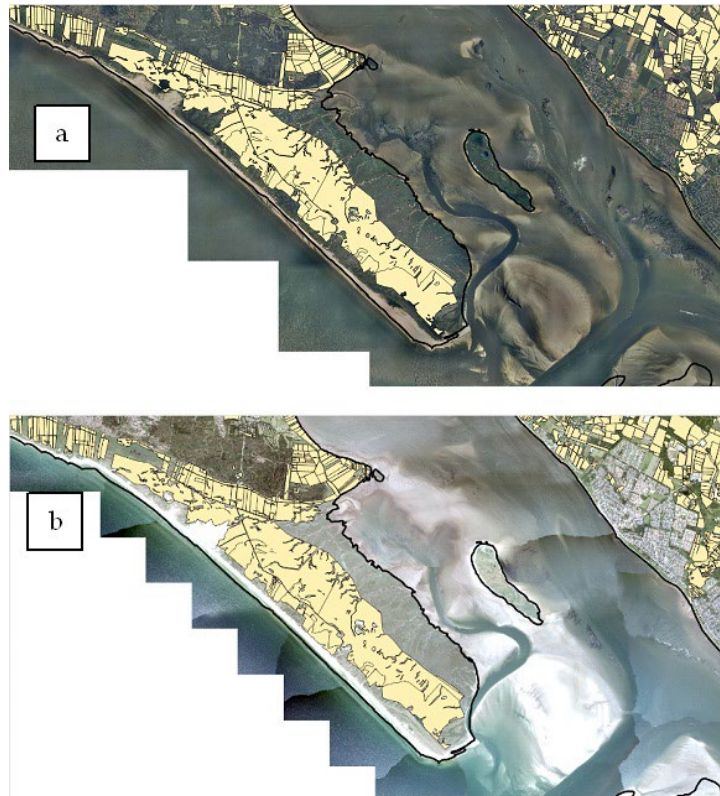
Gladstone-Gallagher et al., (2016) undersøgte nedbrydningen af kelp (*Ecklonia radiata*) i New Zealand ved at begrave friske blade i en tidevandszone ved 20-22 °C i op til 46 dage og fandt en halveringstid ($t^{1/2}$) på 2,6 dage. I forsøget var også havgræsarten (*Zostera muelleri*). Her blev $t^{1/2}$ målt til 28 dage. Pedersen et al. (2020) målte nedbrydningen af palmetang (*Laminaria hyperborea*) i Norge ved 4-10 °C. Under aerobe forhold var næsten alle blade nedbrudt efter 300 dage. Under anaerobe forhold fandt de, at der var 20-30 % tilbage af blade og stilken efter 150-200 dage.

Resultaterne (Kristensen et al., 1992; Rieper-Kirchner, 1989; Gladstone-Gallagher et al., 2016; Pedersen et al., 2020) indikerer, at makroalgerne har en meget høj nedbrydningsrate og vil ikke være i stand til at bidrage til en midlertidig lagring af C i sedimentet.

Biomassen fra makroalger kan anvendes som foder, føde og i lagrede produkter og dermed substituere anden biomasse. Det ligger uden for dette projekt at beskrive dette i detaljer.

3.3 Tidevandsområder

Tidevandsområder behandles særskilt i IPCC's guidelines (IPCC, 2014). Tidevandsforskellen i Danmark er størst ved vadehavet, hvor der ved springflod er op til 1,5 meter. Ved Skagen og springflod er tidevandet 0,3 meter. Tidevandsbølgen løber ned gennem Kattegat, hvor den bliver svagere. Ved Gedser er forskellen 0,1 meter (DMI, 2024).



Figur 3.12 Orthofoto af Skallingen og Langli i hhv. 1995 og 2022 (Fotos fra <https://areal-information.miljoportal.dk/> © SDFE.

I Vadehavet er indlandet beskyttet af højvandsdiger. Marskbaglandet bag digerne, selve digerne og ud til højeste daglig vandstand indgår i det terrestriske areal og i den nuværende nationale opgørelse som enten omdriftsarealer eller vedvarende græs. I figur 3.12 er vist flyfoto af Skallingen og Langli (ø i Ho Bugt) i 1995 (a) og i 2022 (b). Gule arealer er arealer som er indtegnet på Landbrugsstyrelsens Internet Markkort (IMK) i 2023. Disse indgår i opgørelsen med en dynamisk modellering. Siden 1995 er der forsvundet en del bevoksning på vestsiden af Skallingen og på Langli. De områder, som ikke er omfattet af IMK og højeste daglige vande, er enten defineret som sandstrand eller som vedvarende græs, hvor der antages ikke at være ændringer i kulstofmængderne. Disse arealer påfører derfor ingen ændringer i den nationale drivhusgasudledning, hverken i den levende biomasse eller i jorden. Herved er antaget, at summen af alle ændringer i de disse områder for det samlede danske areal er nul.

På Figur 3.12 ses, at der i perioden ikke har været nævneværdige ændringer i arealerne udenfor linjen med højeste daglig vandstand. Det samme er også vist i Figur 1.1 for arealer omkring Rømdæmningen.

Bartholdy & Pfeiffer Madsen (1985) undersøgte tidevandsaflejringerne i Grådyb ved hjælp af ^{210}Pb -dateringer og fandt, at der blev akkumuleret $142 \cdot 10^3$ t finkortet materiale år^{-1} . Heraf stammede 85 % fra Nordsøen, 5-6 % fra åerne, 4 % fra indre kysterosion og 5-6 % fra affald, atmosfærisk deposition og nettoprimærproduktion i området. I Rømo-Syld-bassinet fandt Pejdrup et al. (1997) nogenlunde de samme variationer. I massebalancen inkluderede Pejdrup et al. (1997) et C-input på $118 \text{ g C m}^{-2}\text{år}^{-1}$ ud fra litteraturstudier. Dette blev anset til kun at stamme fra bentisk og pelagisk fauna og ikke fra planter.

Weston et al. (2010) fandt, at hvis ferskvandsmarsk blev oversvømmet af saltvand, skete der ikke en beskyttelse af de organiske aflejringer men en accelereret nedbrydning.

De marskområder, som findes uden for højeste daglig vandstand i Vadehavet, er forholdsvis ubeskyttede og har som sådan ingen nævneværdig overjordisk biomasse.

Ud fra dette konkluderes det på baggrund af manglende ændringer i arealer med biomasseproduktion i tidevandsområderne, og at målt C i sedimentaflejringerne i meget stor udstrækning er tilførsel udefra, vil de danske tidevandsområder kun i meget begrænset omfang være i stand til at akkumulere C, hverken i levende biomasse eller i sedimentet.

4 Opgørelsesmetoder for kulstofbindinger/udledninger for ålegræs, tang og tidevandsområder

Dette afsnit forsøger at belyse de krav, der stilles til opgørelsen af klimaeffekten i det marine område. Samtidig angives metoder for opgørelser for kulstofbinding/udledninger for ålegræs, tang og tidevandsområder, hvor de foreslåede parametre er markant anderledes end de parametre, som er angivet i IPCCs guidelines (IPCC, 2014) for Coastal Wetlands. Den opstillede model anses som en national Tier 3-model.

De angivne data er primært baseret på danske oplysninger hvor disse kunne findes. Der er betydelig variation i de angivne data og der er ikke beregnet usikkerhedskoefficienter. Beregninger af usikkerheder ligger ud over denne rapport. Det vurderes, at de angivne data er repræsentative for danske forhold og at den opstillede model kan anvendes med stor sikkerhed.

I første afsnit gennemgås krav til arealopgørelser. Efterfølgende kommer metodeafsnit for hhv. ålegræs, tang og tidevandsområder uden for højeste daglig vande. For ålegræs er metodeafsnittet opdelt i naturligt forekommende ålegræsbede og transplanterede ålegræsbede, fordi det skønnes nødvendigt at differentiere metoden.

2013 Wetland supplement (IPCC, 2014) angiver, at hvis etablering af vegetationen kun sker delvis (i patches), så bør kun arealer med >10 % udplantedække af det overordnede areal indgå. Etablering af arealer, hvor der indledningsvist vil være < 10 % plantedække, vil kunne indgå i opgørelsen som et etableret areal, men ændringer i kulstofbalancen bør først blive implementeret i en opgørelse, når plantedækket er > 10 %, og når denne anses for vel-etableret og veldokumenteret. Dette ud fra en konservativ tilgang. Det medfører, at der typisk vil gå 2 år efter etablering af ålegræs, før arealet påvirker drivhusgasopgørelsen.

4.1 Arealopgørelser

Det marine område er her defineret som arealer, som ligger uden for højeste daglige vandstand. Højeste daglige vandstand er defineret ud fra Styrelsen for Dataforsyning og Infrastrukturs (SDFI) topografiske Danmarkskort. Se også Levin og Gyldenkerne (2022). Arealer inden for denne grænse indgår allerede i den nationale drivhusgasopgørelse i overensstemmelse med internationalt fastlagte retningslinjer.

IPCCs Guidelines skelner mellem tre tilgange til arealopgørelser: Tier-niveau 1-3, se afsnit 2.2. Ved en evt. implementering af marine områder i den nationale opgørelse opfordrer EU til, at der anvendes Tier 3, dvs. en geografisk refererbar opgørelse (EU, 2023). Som følge af den seneste udvidelse og vedtagelse af EU-regulering 2023/839 og den skærpede samordning med naturbeskyttelsesinteresser, kan der fremover være tale om en mere udvidet arealovervågning.

For ålegræs angiver de årlige NOVANA-rapporter udbredelsen i bestemte transekter (Hansen og Høgslund, 2024). Disse kan anvendes som en generel

vurdering af trenden for den naturlige dybdeudbredelse over tid, hvis transekterne kan antages at være repræsentative for de danske ålegræsbestande. Det vurderes, at transekterne ikke kan danne grundlag for en arealudbredelsesbestemmelse, herunder også til bestemmelse af den stående biomasse i ålegræs, fordi transekterne ikke er fuldt randomiseret i forhold til det marine område og at dækningen i af transekterne er meget sparsom i forhold til det danske vandareal. Ændringer i de målte transektværdier kan dog indgå som en parameter til bestemmelse af de absolutte historiske ændringer i ålegræsarealet.

Den nationale opgørelse for det terrestriske areal er en væg-til-væg-opgørelse på 25 * 25 m (Levin og Gyldenkerne, 2022), hvor arealændringer er georefererbare. Til brug for en national opgørelse i de marine områder er der brug for en dækkende undersøgelse af udbredelsen af ålegræs og makroalger i de danske farvande ud til dybdegrænsen for deres vækst med angivelse af dækningsgrader. Dækningsgraden anvendes til omregning af biomassen til C. Til opgørelsen er der brug for en fuld tidsserie fra 1990 og frem. Det vurderes ikke, at der er behov for en meget høj geografisk overvågning af de marine områder, men mere at den er repræsentativ og kan kvantificere ændringer over tid. En opgørelse kan ske ved udlægning af et fuldt randomiseret geografisk grid. Dette kunne være i lighed med Den Danske Skovstatistik (Nord-Larsen og Johannsen, 2016), hvor der er udlagt et grid på 2 * 2 km over det terrestriske areal. Gridstørrelsen for det marine område bør tilpasses, så man opnår den detaljering, som ønskes med henblik på, hvor nøjagtigt et resultat der ønskes. Efterfølgende skal der så opstilles en metode og plan for, hvordan, hvornår og i hvilket omfang de enkelte gridpunkter monitoreres. Gridmålingerne bør også omfatte makroalger hvis det vurderes at de har en større mængde overvintrende biomasse.

Udplantning af ålegræs og anlæggelse af tangelæg vil sandsynligvis ikke blive opfanget af et udlagt monitoringsgrid. Disse vil imidlertid være fuldt georefererbare, hvorfor disses arealudbredelse vil være kendte og kan derfor direkte indgå i opgørelserne.

Den nationale opgørelse skal være tidskonsistent fra 1990 og frem. Hvis det vælges at inkludere de marine områder i opgørelsen, skal alle ålegræsbede og deres udvikling over tid siden 1990 inkluderes, og der skal etableres estimater for den absolutte udbredelse fra 1990 og frem. Til dette skal der ske en nærmere vurdering af, hvordan NOVANA-observationerne kan indgå. Ændringer i udbredelsen af ålegræs som følge af ændrede vækstforhold og fysiske påvirkninger (bomtrawling, inddæmninger, sandsugning osv.) skal indgå.

EU-forordning 2023/839 (EU 2023) angiver, at 2016-2018 er basisåret for indregning af LULUCF-sektoren i EU-systemet (samlet reduktion i arealanvendelsessektoren på 310 Mt CO₂-ækvivalenter for alle medlemslande i 2030), se afsnit 2.2. Hvis EU beslutter sig for at inddrage det marine område skal der udarbejdes en tidsserie for 1990 og frem for at der kan opnås fuld tidsserie.

Hvis der inddrages transplanterede ålegræsbede, vil man sætte alle år fra 1990 og frem til starten af udplantningen til 0 (nul) udledninger i rapporteringen for de pågældende arealer.

4.2 Drivhusgasudledninger jf. IPCCs guidelines

4.2.1 C-lagring/binding

I de årlige opgørelser bør kun C med en forventet lagring på flere år indgå. Dette for at undgå store udsving i opgørelserne mellem år, som mere skyldes forskelle mellem år end en semipermanent kulstoflagring (IPCC, 2006). I litteraturen diskuteres begrebet "sekvestrering" eller "sikker lagring" (GSAMP, 2019). Sekvestrering er defineret som "sikker opbevaring af et stof" og for at påvise en kulstofbinding vil man normalt kræve bevis for, at CO₂ fjernes fra atmosfæren og lagres over en betydelig tidsskala, normalt >100 år (GSAMP, 2019). For kulstof i det marine miljø vil dette sandsynligvis svare til dybhavslagring. C-lagring i overfladenære sedimenter vil i denne sammenhæng ikke blive betragtet som permanent lagring.

2013 Wetland Supplement angiver kun én samlet standardemissionsfaktor for kulstofbindingen i ålegræsenge på Tier 1-niveau på -0,43 ton C ha⁻¹ år⁻¹ (negative tal er bindinger) for det tempererede område. For tidevandsmarsk angives årlig C binding på -0,91 ton C ha⁻¹ år⁻¹ (Tabel 4.1). De angivne værdier er for nyetablerede arealer og ved påbegyndelse af et projekterne. IPCCs guidelines har ikke nogen definition af hvor længe denne binding kan oprettholdes, men normalt anvendes der et 20-årigt perspektiv i IPCCs anbefalinger svarende til ca. - 8-9 ton C ha⁻¹ for et nyetableret ålegræsbed. Dette er globale standarder, som ikke kan anvendes under danske forhold, fordi kravet i EU-forordning 2023/839 er, at der anvendes Tier 2-niveau eller højere. 2013 Wetland Supplement angiver ikke værdier for højere Tiers. Bindingsestimaterne i Tabel 4.1 er uden tidsbegrænsning for kulstoflagringen, som derfor i princippet kan være uendelig. Disse værdier afviger væsentligt fra danske tal som er inkluderet i denne rapport, se afsnit 4.3.

Tabel 4.1 C-bindinger, t C ha⁻¹ år⁻¹ og root:shoot-forhold ($f_{\text{root-shoot}}$) som angivet i IPCC guidelines for tempererede områder (IPCC, 2014).

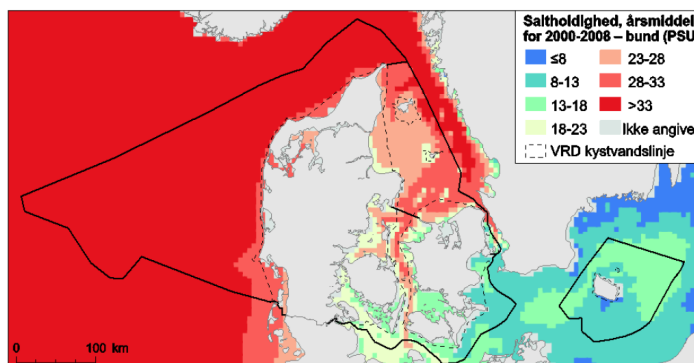
	Tidevandsmarsk	Havgræsenge
C binding, t C ha ⁻¹ år ⁻¹	-0,91	-0,43
95 % konfidensinterval	0,7;1,1	0,2;0,7
Variation	0,05-4,65	0,09-1,12
n=antal	66	6
$f_{\text{root-shoot}}$	2,11	1,3
95 % CI	2,07;2,15	1,1;1,5
Variation	0,33-10,15	0,14-13,8
n=antal	17	91

4.2.2 Ikke-CO₂-udledninger

Metan (CH₄) dannes primært i akvatiske miljøer med fersk- og brakvand op til 5 ‰ saltindhold. 2013 Wetlands Supplement angiver:

"In environments where low salinity also occurs (especially <5 ppt), microbial decomposition of organic matter may result in production of CH₄. However, in soils saturated with seawater, microbial reduction of sulfate to sulfide will generally occur before methanogens produce CH₄ regardless of the organic matter content." (2013 Wetland Supplement side 4.32)

2013 Wetlands Supplement angiver kun CH₄-emissionsfaktorer for mangrove og tidevandsområder og ikke for ålegræsenge. Det vurderes, at der ikke vil blive stillet krav om rapportering af mulige små CH₄-udledninger fra danske farvande hvor en del har saltkoncentrationer over 18 ppt. Farvande i det sydlige Bælthav¹ og omkring Bornholm har dog en lavere salinitet (figur 4.1). Bruhn et al. (2024) fandt ingen øget udledning af hverken metan eller lattergas fra sukkertang, hverken til vandfasen under vækst eller fra nedbrydning i sedimentet (AP2 baggrundsrapporten). Det vurderes at udledninger af CH₄ og N₂O ikke vil blive omfattet af et rapporteringskrav.



Figur 4.1. Saltholdighed i danske farvande (Riemann et al., 2015).

2013 Wetland Supplement har som noget nyt i forhold til 2006 IPCC Guidelines inkluderet lattergas (N₂O)-udledninger som følge af fiskefarme/dambrug i kapitel 4 under "Coastal Wetlands". Udledninger fra ferskvandsdambrug indgår allerede i Danmarks opgørelser, men ikke udledninger fra havdambrug. N₂O-udledningsberegningen fra disse er baseret på produktions størrelse eller på foderforbruget. Disse data er tilgængelige på nationalt niveau via den lovpligtige indberetning til Fiskeristyrelsen, BEK nr. 2288 af 03/12/2021 (Fiskeristyrelsen, 2022). BEK nr. 2288 stiller også krav om indrapportering af relevante data fra muslinge-, østers- og tangproduktion.

4.3 Ålegræs

Dette afsnit beskriver, hvordan klimaeffekten af ålegræs kan opgøres og indgå i den nationale drivhusgasopgørelse. Afsnittet er opdelt i hhv. eksisterende naturlige ålegræsbede og transplanterede ålegræsbede, hvor der anvendes nationale baggrundstal. Metoden tager udgangspunkt i de internationale guidelines fra IPCC (IPCC, 2006, 2014) men modificeret til danske forhold, så de svarer til det mest avancerede rapporteringsniveau (Tier 3) som forventes indført som standardkrav for det terrestriske miljø inden for EU (EU, 2023).

IPCCs Guidelines angiver kun en metode for transplanterede ålegræsbede (IPCC, 2014) og ikke for eksisterende ålegræsbede. Det sidste er væsentligt, fordi en implementering af det marine område i den nationale opgørelse ikke kun vil omfatte udplantning men også evt. andre ændringer i kulstofbalancen i det territoriale område.

¹ Fra Den Store Danske: Bælthavet, farvandet omkring Fyn, herunder Samsø Bælt, Storebælt og Lillebælt. Det afgrænses mod Kattegat i nord af linjen Sjællands Odde-Mols og mod Østersøen i syd af en linje fra Nakskov Fjord til Als. Et af Danmarks Meteorologiske Instituts varslingsdistrikter.

De angivne parametre kan anvendes til beregning af kulstofmængder/-ændringer i både eksisterende ålegræsbede og transplanterede bede uden direkte målinger. Dog bør man altid undersøge de lokale forhold, hvor modellen anvendes og om muligt anvende lokale parametre.

For transplanterede bede er angivet en model, som ud fra praktiske erfaringer tager hensyn til den nyeste viden om udplantningsstrategier. Her kan som udgangspunkt anvendes standardværdierne for de etablerede ålegræsbede, ligesom der her også bør tages hensyn til lokale forhold.

4.3.1 Model

IPCCs Guidelines opdeler biomassen/kulstofmængden i fire puljer:

- Levende biomasse over sedimentet
- Levende biomasse i sedimentet
- Død biomasse
- Organisk materiale i sedimentet < 2 mm svarende til organisk materiale i jord.

Biomassen og produktionen i ålegræsenge afhænger af de lokale forhold (Banke et al., 2024, Carstensen et al., 2016, Flindt et al., 2016), herunder lys-, næringsstofbelastning, strømnings- og andre stressforhold. Det vil derfor være individuelt fra sted til sted, hvilke muligheder der er for opbygning/lagring af kulstof/biomasse.

Beregning af ålegræssets udbredelse foretages ofte ved en manuel ikke-destruktiv vurdering af dækningsgraden/plantedækket af dykkere (Bruhn et al., 2022). Estimering af dækningsgraden via satellit/flyfoto er en anden mulighed (Svane et al., 2022). For begge metoder gælder, at plantedækket skal oversættes til biomasse og C via funktioner. NOVANA transekternes primære formål er at vurdere ålegræssets dybdeudbredelse og ikke en absolut arealudbredelse. NOVANA transekterne kan derfor ikke anvendes som absolutte arealmål hvorfor der til brug for en opgørelse skal udvikles/implementeres en ny metode til estimering af arealdækket.

Den samlede mængde akkumuleret C kan bedst opgøres ved udtagning af prøver i den levende biomasse kombineret med udtagning af kernep prøver i sedimentet, som analyseres (Lange et al., 2022). Sekundært kan man beregne mængden af levende og død biomasse i sedimentet ved at gange mængden af biomasse over sedimentet med ekspansionsfaktorer. F.eks. bestemmes mængden af biomasse i sedimentet ved at gange biomassen over sedimentet med en ratio, som udtrykker forholdet i biomasse mellem rod og top, $f_{\text{root-shoot}}$. Det samme gør sig gældende for dødt materiale i sedimentet. Forholdet mellem rod, top og dødt materiale i sedimentet kan variere betydeligt. Kulstofmængder i sedimentet kan kun bestemmes ved at udtage kernep prøver, som analyseres. Ulempen ved kernep prøverne er, at det er vanskeligt at bestemme oprindelsen af det målte kulstof samt ændringer i kulstofmængden over tid, se afsnit 3.

Det er vurderet, at det ikke er muligt ud fra sedimentmålinger, at bestemme C lagringsrater og -mængder. Ændringer i havbundens C pulje i kystnære områder, som følge af ålegræs' biomasseproduktion bør derfor tilgås med en verificeret modeltilgang.

Dækningsgrader af ålegræs varierer fra meget lave værdier til op mod 100 % plantedække, hvor sedimentet ikke længere kan ses. Ålegræsdækningsgrader kan med en rimelig sikkerhed omsættes til biomasse. I tætte bestande vil f.eks. højden på ålegræsset have betydning på den samlede mængde. Resultatet er ålegræsenge med meget store forskelle i biomasse-mængder.

De ikke-destruktive metoder med estimater fra dykkere og fra fotoovervågning til estimering af C i biomasse og i sedimentet har en stor usikkerhed og bør behandles konservativt.

4.3.2 Generel model for C-lagring for ålegræs

Den årlige ændring i C mængden i ålegræsbede beregnes ud fra en generel formel (IPCC, 2006), hvor den samlede årlige ændring er summen af fire separate delkomponenter: levende biomasse over sedimentet, levende biomasse i sedimentet, dødt organisk materiale og organisk kulstof i sedimentet.

$$\Delta C_{tot,i} = \Delta C_{above} + \Delta C_{below} + \Delta C_{DOM} + \Delta C_{sediment} \quad (\text{Ligning 1})$$

Hvor:

$\Delta C_{tot,i}$ = Årlig ændring i total mængde C på lokalitet i , kg C ha⁻¹

ΔC_{above} = Årlig ændring i total mængde C i levende biomasse over sedimentet i foråret, kg C ha⁻¹

ΔC_{below} = Årlig ændring i total mængde C i levende biomasse i sedimentet, kg C ha⁻¹

ΔC_{DOM} = Årlig ændring i total mængde C i dødt biomasse, kg C ha⁻¹

$\Delta C_{sediment}$ = Årlig ændring i total mængde C i sedimentet, kg C ha⁻¹

For alle puljer opgøres ændringen med stock-change metoden, hvor binding/udledning i år t for lokalitet i , er mængden af C i år t fratrukket mængden af C i tiden $t-1$.

4.3.3 Eksisterende ålegræsbede

Ved eksisterende ålegræsbede forstås naturligt forekommende beplantninger. Disse vil dels kunne sprede sig naturligt, ligesom fysiske påvirkninger kan fjerne dem. Som udgangspunkt vil en national opgørelse anse, at de naturligt forekommende bede er i ligevægt, medmindre andet er dokumenteret. Ved inddragelse af det marine område i den nationale opgørelse skal ændringer tages med, hvis disse er forårsaget af menneskelig aktivitet.

I det følgende foreslås en model, hvor der etableres et referenceniveau (B_{max}) for levende biomasse over sedimentet, og ud fra referenceniveauet beregnes mængder af biomasse i sedimentet, dødt materiale (DOM) og C i sedimentet. I opgørelsen for levende biomasse over sedimentet, skal kun indgå den "overvintrende" biomasse over sedimentet. Som følge af at mange målinger af den levende biomasse opgøres i sommer/sensommeren, skal disse værdier korrigeres til forårstilstanden, $B_{max,forår}$.

Etablering af referencesituation $B_{max,forår}$

C-mængderne i den levende biomasse over sedimentet (C_{above}) opgøres i foråret, inden der sker tilvækst efter vinterperioden. Ethvert ålegræsbed vil have sin egen plantetæthed og sin egen specifikke biomassetilvækst. Derfor kan man med fordel etablere stedspecifikke referencesituationer for områder (i); $B_{max,i,forår}$ anvendes som en indikativ værdi for den forventede biomasse, der findes på det pågældende sted i foråret.

Hvis det ikke er muligt at registrere en referencesituation, kan der anvendes en standard $B_{max,ref,forår}$ på 1210 kg biomassetørstof (ts) ha⁻¹. Dette er den gennemsnitlige B_{max} i marts, april og maj i Carstensen et al. (2016).

Boks 3.

$B_{max,ref,forår}$

$B_{max,ref,forår}$ er beregnet ud fra Carstensen et al. (2016) og bygger på en generel B_{max} -værdi ud fra NOVANA-målinger (se Hansen & Høgslund, 2021). Modellen inkluderer en parameter for sigtddybden, da det er kendt, at biomassen aftager med lysforekomsten.

I den opstillede model er det antaget at referencesituationen er på lavt vand, hvor lysforholdene er forholdsvis optimale. Hvis modellen anvendes uden for de lavvandede områder, bør referencesituationen korrigeres ved, at effekten af lysforholdene og andre stressfaktorer inkluderes, jf. Carstensen et al. (2016).

Carstensen et al., (2016) beregnede B_{max} for forskellige måneder af året. Til brug i en opgørelse over det bundne kulstoflager i forårsmånederne, inden biomassetilvæksten starter, kan anvendes middelværdien for månederne marts-maj i (tabel 2 i artiklen), beregnet som:

$$B_{max,ref,forår} = Exp(\sum(B_{max,3-5})) \quad (\text{Ligning A1})$$

$B_{max,corr}$

$B_{max,corr}$ benyttes når biomassen er målt i sommer/sensommeren. $B_{max,corr}$ er beregnet ud fra NOVANA-målingerne i Carstensen et al. (2016). Carstensen et al. (2016) har beregnet B_{max} for månederne marts til oktober (månederne 3-10). Ud fra disse data er $B_{max,corr}$ beregnet ud fra ligning A1:

$$B_{max,corr} = \frac{\sum(B_{max,8})}{\sum(B_{max,3-5})} = 2,0 \quad (\text{Ligning A2})$$

Hvor:

8 angiver B_{max} i den maksimale biomasse i august (Carstensen et al., 2016).

3-5 angiver B_{max} i månederne marts, april og maj (Carstensen et al., 2016).

Ud fra Carstensen et al. (2016) kan man estimere den omtrentlige forårsbiomasse som ca. halvdelen af den maksimale biomasse målt om sommeren hvorfor $B_{max,i,forår}$ kan fås ved at dele sensommerens værdi med 2 (ligning 2). $B_{max,corr}$ er baseret på Carstensen et al. (2016), se Boks 3.

$$B_{max,i,forår} = B_{max,i} * \frac{1}{B_{max,corr}} \quad (\text{Ligning 2})$$

Hvor:

$B_{max,i}$ = Målt gennemsnitlig biomasse i efteråret i referencen, i , kg ts ha⁻¹

$B_{max,corr}$ = korrektionsfaktor = 2,0

Omregning til kulstofmængde, C_{above} , sker ved at gange den levende biomasse med en faktor 0,34, hvor 0,34 er andelen af C i den levende biomasses tørstof, Tabel 3.2, efter (Leiva-Dueñas et al., 2023). Omregning til CO₂ sker ved at gange med den molekyllære ratio mellem CO₂ og C, som er 44/12.

Levende biomasse i sedimentet, C_{below}

C_{below} er mængden af C i levende biomasse i sedimentet og udgøres primært af rødder og rhizomer. Mængden af levende rhizomer varierer hen over året med en top i senforår/sommer (Figur 3.2 fra Olesen og Sand-Jensen, 1994). Hvis målingerne er foretaget i foråret, hvor der er en lille biomasse over sedimentet, vil man opnå et højere $f_{root-shoot}$ end hvis man målte forholdet i sensommeren, hvor biomassen over sedimentet er stor. Det er derfor nødvendigt at præcisere, under hvilke forhold $f_{root-shoot}$ er beregnet. I opgørelserne anvendes et konstant forhold mellem biomasse i roden og i toppen, $f_{root-shoot}$, hvilket er i tråd med IPCC guidelines (IPCC, 2006; 2014).

C_{below} beregnes ved at gange C_{above} med rod:top-forholdet, $f_{root-shoot}$.

$$C_{below} = C_{above} * f_{root-shoot} \quad (\text{Ligning 4})$$

Hvor

$$f_{root-shoot} = C_{below} / C_{above}$$

IPCC guidelines (IPCC, 2014) angiver et $f_{\text{root-shoot}}$ på 1,3 (CI=1,1-1,5, n=91) for tempererede forhold. Her er ikke angivet, hvornår på året $f_{\text{root-shoot}}$ er målt. Röhr et al. (2016) angiver en gennemsnitlig $f_{\text{root-shoot}}$ på 1,14 (± 0.13) for målinger foretaget i juni-september. Leiva-Dueñas et al., (2023) har målt fra slutningen af maj og ind i juni og fundet en $f_{\text{root-shoot}}$ på 1,3, hvis der ses bort fra høje værdier, se tabel 3.2. Banke et al. (2024) finder et forhold på ca. 1,3 for målinger foretaget i sommer/sensommeren. Under danske forhold anbefales det, at der anvendes en $f_{\text{root-shoot}}$ på 1,3, hvilket er i tråd med IPCCs anbefaling.

For omregning fra biomassetørstof til C ganges med $f_{\text{OC,below}}$, som angivet i tabel 3.2 på 0,32.

Dødt organisk materiale, C_{DOM}

C_{DOM} er mængden af C i død biomasse over og i sedimentet på et givet tidspunkt, hvor DOM står for Dead Organic Matter. DOM i rapporteringssammenhænge til UNFCCC defineres som ved (grene og stammer >10 cm i diameter) og andet DOM, hvilket f.eks. i skove inkluderer blade, mindre grene og andet, der ved en sigtning ikke passerer en si med en hulstørrelse på to mm (IPCC, 2006). I relation til ålegræs kan denne fraktion defineres som døde rødder og rhizomer i sedimentet. Målt detritus (døde ålegræsblade og mikroalger på disse i ålegræsbedet) kan også indgå i opgørelsen, såfremt de opfylder definitionen.

På baggrund af målinger foretaget i Marine Virkemidler-projektet, Figur 3.7, udgør DOM ca. samme mængde biomasse som den levende biomasse i sedimentet. Dvs. C_{DOM} kan sættes lig C_{below} .

Organisk kulstof i sedimentet, C_{sediment}

C i sedimentet (C_{sediment}) omfatter organisk kulstof fra nedbrudte udplanterester og rodexudater udskilt fra rødder og rhizomer med en partikelstørrelse < 2 mm.

C_{sediment} anses ikke for at være permanent lagret men under stadig nedbrydning. Til sedimentet sker der årlig tilførsel af organisk materiale fra ålegræsplanterne, og der vil opstå en ligevægt mellem den årlige tilførsel og den årlige nedbrydning. I det overordnede projekt

Leiva-Dueñas et al. (2023) målte C-mængderne i de øverste 50 cm af sedimentet til ca. 25-30 ton C ha⁻¹. Dette svarer til en typisk ligevægtskoncentration på ca. 1 % organisk C i det øvre sedimentlag. Banke et al. (2024) angiver ikke total C-puljerne til en defineret dybde i sedimentet men kun forskellen mellem forskellen mellem C i de naturlige ålegræsbede og den nærliggende barbund. Den gennemsnitlige forskel er opgjort til på 1244 kg C ha⁻¹. I analyserne mellem naturlige bede, transplanterede bede og barbund var der ofte en ikke-signifikant forskel (Banke et al., 2024, tabel 3.2.4).

Denne direkte sammenligning mellem C puljerne i eksisterende bede og barbunden er problematisk. De to væsentligste årsager er:

1. C puljen kun opgjort for de øverste 10 cm. Det eksisterende bed samt det transplanterede bed vil under nedbrydning af den producerede biomasse give ophav til C i sedimentet (< 2 mm). Noget af dette forbliver i bedene mens andet transporteres ud og aflejres andet sted. Dette forhold afhænger af de lokale forhold. Udover, at der sker en volumenforøgelse i åle-

græsbedet i forhold til barbunden, som gør at man ikke direkte kan sammenligne tallene (Banke et al., 2024, side 47). Altså ved man ikke hvor meget af den målte C mængde som har sin oprindelse i bedet og kan derfor være lavere end den producerede mængde.

2. Oprindelsen af barbundens indhold af C er ikke klarlagt. En del af dette vil være af ålegræsoprindelse som udveksles mellem de etablerede ålegræsbede pga. turbiditet og barbunden, fra makroalger, epifytter, af terrestrisk oprindelse, af et tidligere eksisterende ålegræsbed på barbundslokaliteten osv.

Som illustration kan man tænke sig to bede som ligger med få centimeters afstand. Pga. af udvekslingen, vil bedene og barbunden have samme C mængde. Jo længere afstand der mellem bed og barbundslokationen vil bidraget fra bedet til barbunden aftage med kvadratet på afstanden. Denne afhænger også af andre bedes bidrag i området. Da den organiske sedimentpulje kontinuert nedbrydes, vil forskellen yderligere øges med afstanden, men igen meget afhængig af turbiditeten i området.

Turbiditeten anvendes ligeledes som et argument for at man ikke kan anvende ^{210}Pb -målinger i kystnære områder men primært på større dybder hvor sedimentaflejringerne er stabile. Steinfurth et al. (2024) angiver:

"Ligesom for N- og P-begravelsesraterne lider kulstofbegravelses-studierne af, at der meget sjældent er inkluderet sammenlignelige barbundsdata (baseline). Begravelsesraterne er ofte baseret på ^{210}Pb -dateringer, som kun er en velvalideret teknik i miljøer, hvor der ikke foregår sedimentomlejring, -mobilitet og bioturbation. Sedimentologer anbefaler derfor ikke denne dateringsmetode i kyst- og fjordområder, hvor ålegræsset er presset helt ind i bølgeslagszonen. I retablede bede er der for få data på kulstofbegravelsesrater til at en endelig konklusion kan drages."

Samlet sker der en "fortynding" i barbundsmålingen som er afhængig af produktion i bedene, arealdækket med ålegræs indenfor studieområdet, turbiditeten o.s.v.

Samlet vurderes det, at sammenligninger af C i sedimenterne mellem eksisterende bede og barbundsmålinger kun i meget begrænset omfang kan anvendes som et mål for en C lagring.

Til sammenligning er der i landbrugsjorde ofte en ligevægtskoncentration på 1,5 % OC målt i tørstof svarende til 60 ton C i de øverste 30 cm (Harbo et al., 2023). Den lavere ligevægtskonstant i det marine område skyldes dels en lavere tilførsel af organisk materiale per arealenhed sammenlignet med landbrugsjorden, at produceret biomasse/C i sedimentet fra det aktive bevoksede areal fordeles på ubevoksede arealer, andre nedbrydningsrater end i det terrestriske miljø og det faktum, at den målte kulstofmængde ikke kan defineres som hørende til selve ålegræsbedet, ligesom noget af den mængde C, som findes uden for ålegræsbedene kan henføres til en binding foretaget af ålegræsset.

For etablerede ålegræsbede antages ingen ændring i C_{sediment} mellem år.

Ved en naturlig udvidelse/reduktion af arealet, herunder fjernelse af eksisterende ålegræsbede, vil ændringen i bidraget til ligevægtskonstanten af C i sedimentet ændres.

Mængden af C i sedimentet på et givet tidspunkt kan opgøres til

$$C_{\text{Sediment}} = \int C_{\text{sediment,input}}(t) - C_{\text{sediment,deg}}(t)dt \quad (\text{Ligning 5})$$

Hvor:

C_{sediment} = Mængde C i sedimentet, ton C ha⁻¹

$C_{\text{sediment,input}}$ = Mængde C-input fra organisk materiale, ton C ha⁻¹ år⁻¹

$C_{\text{sediment,deg}}$ = Mængde C fraført sedimentet som følge af nedbrydning af organisk materiale, ton C ha⁻¹ år⁻¹

Simplificeret kan det antages, at C_{sediment} udelukkende skyldes bidrag fra rhizomer og rødder, mens afstødte blade nedbrydes i vandfasen eller på stranden. Bidraget til C_{sediment} afhænger derfor af produktionen af rhizomer og rødder og deres levetid. Rhizomerne og røddernes levetid kan anslås til 1-2 år (Olesen og Sand-Jensen 1994; Duarte, 1991). Som middellevetid kan anvendes 1½ år. Den årlige tilførsel af C til sedimentet, $C_{\text{sediment_yr}}$, kan derfor beregnes som:

$$C_{\text{sediment_yr}} = C_{\text{below}}/1,5 \quad (\text{Ligning 6})$$

Hvor:

$C_{\text{sediment_yr}}$ = Årlig tilførsel af C til sedimentpuljen, ton C ha⁻¹ år⁻¹

Under standardforhold kan den beregnede årlige tilførsel af C til sedimentet, $C_{\text{sediment_yr}}$ opgøres til: $-(1210 * 1,3 * 0,32 * 1/1,5) = -0,34$ ton C ha⁻¹ år⁻¹. IPCCs guidelines på Tier 1 niveau (IPCC, 2014) angiver en årlig kulstofbinding for nyplantede arealer på $-0,43$ ton C ha⁻¹ år⁻¹ (Tabel 4.1), hvilket er større end den her beregnede årlige tilførsel. Efterfølgende skal nedbrydningen tages i betragtning for at kunne beregne ændringen i C_{sediment} .

En ændring af arealet medfører en ændring i den årlige tilførsel af C til sedimentet, hvorved total C_{sediment} ændres i enten opad eller nedadgående retning. Som nævnt er den nye ligevægt integralet af "ændringen af organisk stofpuljen i sedimentet over tid." Der er ikke fundet nedbrydningsstudier i sedimentet under danske klimaforhold, hvorfor det ikke er muligt at foretage konsekvensberegninger for danske forhold.

Trevathan-Tackett et al. (2020) har bestemt 1., 2. og 3.-ordens nedbrydningsfunktioner af frisk indsamlede levende rhizomer, rødder og blade fra ålegræs, som efterfølgende er dræbt ved frysning. Hermed har C-inputtet deres originale sammensætning af forskelligartede kemiske forbindelser. Ved at integrere 3.-ordensparametrene over tid kan det beregnes, at under australske klimaforhold vil en årlig ændring i tilførslen af C til sedimentet på 1 ton C medføre en absolut ændring i C_{sediment} over tid på 1,5 gange den årlige tilførsel, dvs. en samlet ændring i C_{sediment} på 1,5 ton C. Denne mængde vil være fordelt i og uden for det ændrede areal. Temperaturen i de danske farvande vil typisk svinge mellem tre og 18 °C, hvilket giver en lavere nedbrydningsrate og en

meget lille nedbrydning om vinteren. På grund af lavere danske temperaturer skønnes det, at under danske klimaforhold vil den absolutte ændring i C_{sediment} være 4-5 gange den årlige tilførsel. Der findes ikke dokumentation for dette.

Den absolutte ændring i C_{sediment} ved en ændring af 1 hektar standardålegræsbevoksning kan derfor opgøres til:

$$\Delta C_{\text{sediment}} = \Delta C_{\text{below}} * \frac{1}{1,5} * \int_0^{\infty} \frac{dx}{dt} \quad (\text{Ligning 7})$$

Hvor dx er den total mængde i dybden x . Sættes $B_{\text{max,forår}}$ til $1210 \text{ g ts ha}^{-1}$ og integralet af nedbrydningsfunktionen til 4 vil en ændring i fuldt udvokset ålegræsareal med 1 ha medføre en samlet ændring i C_{sediment} på 1,4 ton C i enten opadgående eller nedadgående retning. Denne C mængde vil være fordelt både inde i ålegræsbedene og uden for på barbunden.

Lokale forhold bør altid tages i betragtning med lokale data.

Det understreges, at der som nævnt ikke er gennemført nedbrydningsstudier under danske forhold, hvorfor der er betydelig usikkerhed omkring ændringen i C i sedimentet.

4.3.4 Transplanterede ålegræsbede

I foregående afsnit er beskrevet en metode til drivhusgasopgørelsen for etablerede ålegræsbede og deres naturlige spredning/reduktion. Ved udplantning af ålegræs opstår en anden spredningsstruktur, hvorfor der er behov for en alternativ opgørelsesmetode. For definitioner henvises til foregående afsnit for etablerede ålegræsbede.

Udplantning af ålegræsskud sker ud fra en planlagt strategi baseret på forholdene i de enkelte udplantningsområder. Strategi og udplantningsmønster vil variere. Den nuværende generelle anbefaling for udplantning er etablering af cirkler (patches) med indbyrdes afstande, hvor de enkelte cirkler har en vis grad af selvbeskyttelse (Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, personlig medd.). De enkelte cirkler vil efterfølgende sprede sig til et sammenhængende ålegræsbed som over tid vil opnå en given mængde biomasse over sedimentet (B_{max}). Denne vil igen være defineret af de aktuelle forhold.

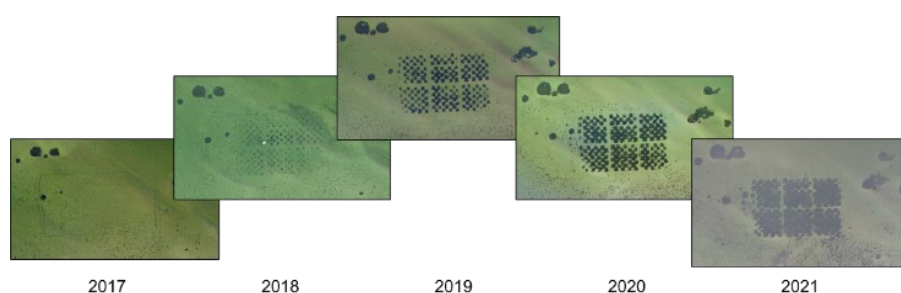
For et givet projekt er det nødvendigt at beregne en forventet B_{max} , samt hvornår denne opstår. B_{max} vil være afhængig af lokalitet, herunder hvilken dybde hvor udplantningen sker. C-balancen opgøres med de parametre, som er beskrevet i foregående afsnit med naturlige ålegræsbede.

Etablering af referenceniveau, $B_{\text{max},i}$

For hver lokalitet beregnes en referencesituation ($B_{\text{max},i,\text{forår}}$) for området. $B_{\text{max},i,\text{forår}}$ vil variere med sedimenttype, miljøpåvirkninger og dybde. Det anbefales, at referencen er biomassen i et nærtliggende gammelt, ålegræsbed med sammenlignelige forhold målt i perioden marts-maj.

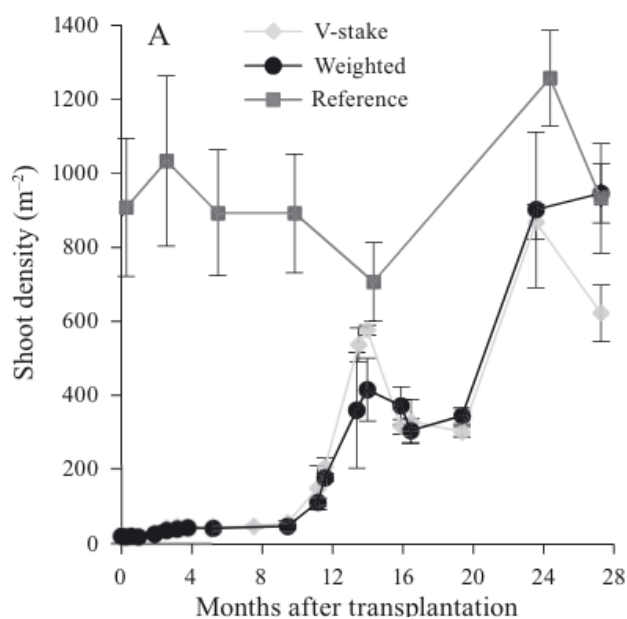
Referenceniveauet for området, $B_{\text{max},i}$ angiver den maksimale forventede biomasse over sedimentet i sensommeren, hvor i definerer området. $B_{\text{max},i}$ opnås et givet antal år (t) efter udplantningen. Ved udplantning med enkelte skud

med "store" afstande vil det enkelte skud brede sig ud fra udplantningspunktet, hvor det i starten vil få et tæt arealdække nær udplantningspunktet og mindre biomasse længere væk fra udplantningspunktet. Et eksempel på dette kan ses på Figur 4.2 (Lange et al., 2022, flyfoto fra Horsens fjord). I Horsens Fjord blev der i 2017 etableret et forsøg, hvor der blev udplantet ålegræs med 14 skud m^{-2} i $2 \times 2 m^2$ felter i et 6-blokforsøgsdesign. Hver felt har en udbredelse på $3 \times 3 m^2$ for at have afstand mellem de enkelte parceller. Hvert af de mørke områder er derfor som udgangspunkt på $2 \times 2 m^2$ og repræsenterer sin egen underopdeling i forsøget. Disse spredte sig over årene, indtil der dannes et tæt ålegræsbed. De lyse felter er uplantede $3 \times 3 m^2$ felter. Afstanden mellem de transplanterede felter i skakternene kan derfor opgøres til 4 m. Ud fra billederne er der efter 5 år stadig lyse felter i de uplantede felter, hvilket indikerer, at der endnu ikke er sket en fuld fortætning hen over 4 meter-afstanden. Den årlige radiale spredning af rhizomerne er opgjort af Lange et al. (2022) til $0.32 m \text{ år}^{-1}$. En fuld fortætning med denne afstand mellem transplanterede områder under disse forhold kan derfor forventes efter 7-8 år.



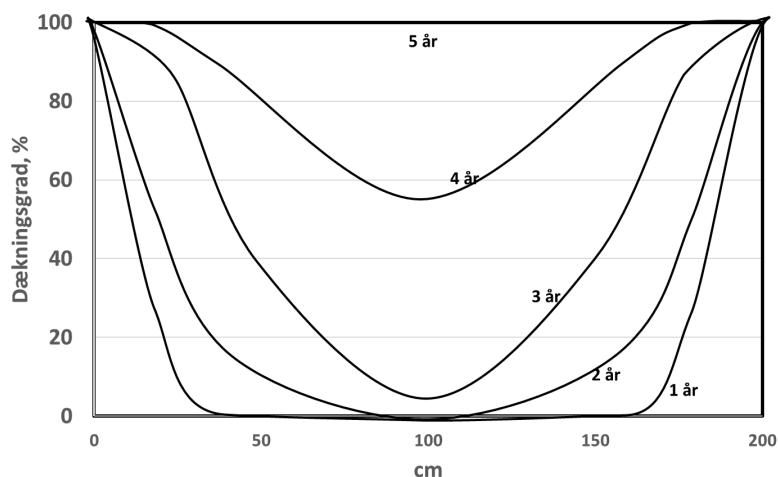
Figur 4.2 Etablering af ålegræs i Horsens fjord i 2017 samt foto for årene 2017-2021. Forsøget er opdelt som skaktern, hvor hver felt er $2 \times 2 m^2$ (Lange et al., 2022).

Som følge af det store antal transplanterede skud (gennemsnitlig afstand ca. 26 cm) i $2 \times 2 m^2$ felterne, er der sket en hurtig fortætning til den maksimale mængde biomasse. Denne fortætning er vist i Figur 4.3 hvor det kan ses, at der med denne transplanteringsafstand opnås $B_{max,i}$ allerede efter to år. Ved denne transplanteringsstæthed har et plantefelt opnået sin maksimale C-lagring i levende biomasse efter få år. Ved større transplanteringsafstande vil $B_{max,i}$ opnås senere afhængig af lokale forhold.

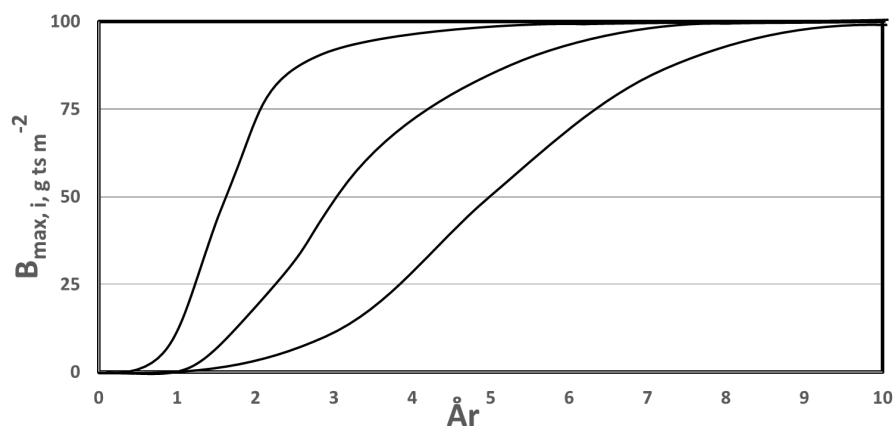


Figur 4.3 Skududvikling i forsøgsarealet i Horsens fjord med en transplantationsdensitet på $14 \text{ skud } m^{-2}$ (Lange et al., 2022).

I Figur 4.4 er skematisk vist en større transplanteringsafstand, hvor det er antaget, at feltet har opnået $B_{\max,i}$ efter 5 år. Dette vil muligvis kunne opnås med en tæthed på 1,4 skud m^{-2} (Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, pers. medd.). Figur 4.4 omsættes til en tilvækstfunktion, som gælder for hele området (Figur 4.5). I eksemplet er $B_{\max,i}$ sat til 100 g tørstof (ts) m^{-2} . Funktionen viser en lav tilvækst i starten efterfulgt af en stor tilvækstrate indtil biomasserne fra de enkelte skud mødes, og der opstår en aftagende tilvækst indtil $B_{\max,i}$ er opnået. Den aftagende tilvækst skyldes intern konkurrence mellem planterne. Tiden (t) indtil fuldt udplantedække varierer ud fra planteafstande og stressfaktorerne i de enkelte udplantingsområder. Ved en lille udplanteafstand vil $B_{\max,i}$ alt andet lige opnås hurtigere end ved stor udplanteafstand.



Figur 4.4 Skematisk dækningsgrad af den nøgne sandbund ved 2 meter afstand mellem udplantingsfelterne. Her forventes, at den maksimale biomasse er opnået efter 5 år.



Figur 4.5 Skematisk tilvækstfunktion for tre forskellige udplantingsafstande. Den stejleste funktion opnår fuldt plantedække efter fire-fem år, svarende til Horsens fjord-projektet, Figur 4.2. Den laveste stigning forventes opnået ved stor udplanteafstand, hvor der i eksemplet er opnået den maksimale biomasse efter 10 år.

Banke et al. (2024) angiver, at den bedste transplanteringsstrategi er med stor afstand mellem planterne for at udnytte spredningen af ålegræsset i randzonen bedst muligt. Herved opnås den maksimale tæthed på et senere tidspunkt end det, som blev opnået i forsøget i Horsens Fjord (Figur 4.2). For at beskytte den enkelte udplante anbefales transplantering i grupper, så der hurtigst muligt opnås en intern beskyttelse (cirkler á 1 meter i diameter med i alt 25 planter i hver cirkel, Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, pers. medd.). En sådan strategi vil følge mønstret i Horsens Fjord-projektet med en hurtig fortætning inden for cirklen (svarende til hver af de mørke udplanteområder i figur

9) med maksimal udnyttelse af randzoneeffekten. Lange et al. (2022) angiver, at der er observeret en vegetativ udvidelsesrate på $0,32 \text{ m år}^{-1}$ i Horsens Fjord. Dette kan ikke umiddelbart overføres til alle transplanteringsområder, hvorfor der i beregningerne bør foretages en individuel vurdering af den radiale spredningshastighed og B_{\max} .

Den generelle model for C-binding i dette afsnit antager at B_{\max} er opnået efter 10 år, hvor der i de to første år efter udplantningen ikke sker en C-binding og herefter en lineær tilvækst over otte år indtil B_{\max} indtræder.

Etablering af referencesituation $B_{\max,i,\text{forår}}$

Da ethvert udplantningsområde vil have sin egen plantetæthed og sin egen specifikke biomassetilvækst, kan man med fordel etablere en stedspecifik referencesituation for området (i); $B_{\max,i,\text{forår}}$. Denne anvendes som en indikativ værdi for den forventede biomasse på det pågældende sted. Som standardværdi for $B_{\max,i,\text{forår}}$ på lavvandede områder kan anvendes en værdi på $1210 \text{ kg ts ha}^{-1}$, jf. afsnit 4.3.2.

$B_{\max,i,\text{forår}}$ skal i en endelig effektopgørelse erstattes med verificerede data fra det pågældende sted med en destruktiv metode for at kunne etablere $C_{\text{above},i}$ og $C_{\text{below},i}$.

Hvor referencen er målt biomasse (tørvægt) kan en konverteringsfaktor til C på $0,34$ anvendes (tabel 3.2).

Hvis der i opgørelsen anvendes en eksisterende lokal reference målt i efteråret, skal referencen konverteres til $B_{\max,i,\text{forår}}$ (Ligning 9). Dette kan gøres med korrektionsfaktoren $B_{\max,\text{corr}}$ som er et beregnet forhold mellem biomassen i efteråret i forhold til foråret baseret på Carstensen et al. (2016), se Boks 3.

$$B_{\max,i,\text{forår}} = B_{\max,i} * \frac{1}{B_{\max,\text{corr}}} \quad (\text{Ligning 9})$$

Hvor:

$B_{\max,i}$ = Den målte gennemsnitlige biomasse i efteråret i referencen, i , kg ts ha^{-1}

$B_{\max,\text{corr}}$ = Korrektionsfaktor = $2,0$

Ved etablering af lokalt referenceniveau vha. luftfoto henvises til Appendiks 1.

Levende biomasse over sedimentet, C_{above}

C_{above} er mængden af C i levende biomasse over sedimentet. Som det ses af figurerne 4.2 til 4.5, vil der i starten være en langsom tilvækst, som er eksponentielt stigende og derefter langsommere, indtil B_{\max} opnås. Det anbefales, at dækningsgrader $< 10 \%$ ikke indgår i opgørelsen, hvilket betyder, at det ikke er nødvendigt at lave en opgørelse i udplantningsåret. Hvornår dækningsgraden overstiger 10% afhænger af lokale forhold og etableringssucces og kan tage længere tid end det, der er illustreret i Figur 4.4 og Figur 4.5 (10 år). I IPCC guidelines (IPCC, 2014) indgår levende biomasse ikke, men IPCC fremhæver, at der bør indføres nationale metoder som gør at det er muligt at inddrage den levende biomasse.

IPCCs Guidelines anvender ofte "broken-stick-metoden", hvor man antager en lineær tilvækst, indtil B_{\max} er opnået, selvom man ofte ser s-formede tilvækstkurver. Det vurderes at være forbundet med væsentlige udfordringer at beregne dynamiske tilvækstmodeller, hvorfor det anbefales at anvende

”broken-stick-metoden” med en lineær tilvækst. Her anbefales, at der anvendes en lineær tilvækstkurve, der startes to år efter etablering med et startniveau i år 2 på 0 % af $B_{\max, \text{forår}}$, dvs. at der ikke beregnes kulstofbinding i udplantningsåret og i det første år efter udplantningen.

$$\Delta C_{\text{above}} = \begin{cases} 0, & t < 2 \\ \frac{(C_{\text{above}, t+x} - C_{\text{above}, t+2})}{x-2}, & t \geq 2 \end{cases} \quad (\text{Ligning 10})$$

Hvor:

t = etableringsår

$C_{\text{above}, t+2}$ = C_{above} to år efter etablering = $B_{\max, i, \text{forår}} * f_{\text{OC}, \text{above}}$, kg C ha⁻¹

$C_{\text{above}, t+x}$ = $B_{\max, i, \text{forår}} * f_{\text{OC}, \text{above}}$, kg C ha⁻¹

x = alder når fuldt udvokset. Det foreslås, at x sættes til 10 år efter etablering.

For omregning fra mængde biomasse tørstof til mængde C ganges med konverteringsfaktoren $f_{\text{OC}, \text{above}}$ som angivet i tabel 3.2 på 0,34.

Levende biomasse i sedimentet, C_{below}

Opgørelsen af C_{below} følger metoden i afsnit 4.2 for naturlige ålegræsbede, fordi der ikke er konstateret forskelle i forholdet mellem C_{above} og C_{below} mellem gamle ålegræsbede og transplanterede bede (Mogens Flindt, Biologisk Institut, SDU, personlig medd.).

Dødt organisk materiale, C_{DOM}

Opgørelsen af C_{DOM} følger beskrivelsen i afsnit 4.2 for naturlige ålegræs bede, fordi der ikke kan konstateres forskelle mellem forholdet mellem død biomasse i etablerede bede og i transplanterede bede (Figur 3.8).

Når det transplanterede ålegræsbed har opnået sin maksimale mængde biomasse, vil der ikke længere være en tilvækst i C_{DOM} .

Organisk kulstof i sedimentet, C_{sediment}

I afsnittet om naturlige ålegræsbede er det antaget, at tilførslen af biomasse/organisk kulstof til sedimentet udelukkende sker fra rhizomer og rødder fra ålegræs. Som følge af dette vil der ved transplantering af ålegræsskud på nøgenbund, være en meget lille tilførsel til sedimentet i de første år efter etableringen, ligesom der skal tages højde for nedbrydningen af den afsatte biomasse, se afsnit 4.3.2.

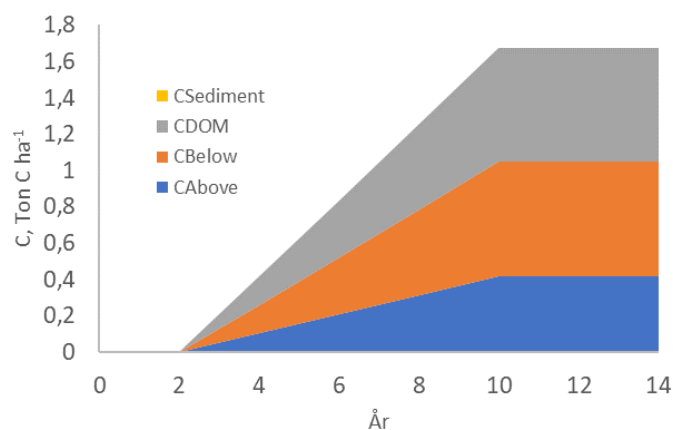
Da der ikke findes undersøgelser af nedbrydningen af det organiske materiale under danske klimaforhold, vil det være forbundet med en betydelig usikkerhed at implementere en kulstofbinding i sedimentet, C_{sediment} , med den nuværende viden. Derfor anbefales det, at den årlige ændring i C_{sediment} som følge af ålegræsetableringen sættes til 0, svarende til $\Delta C_{\text{sediment}} = 0$, indtil den nødvendige viden er opnået.

Ikke CO₂-drivhusgasser

Ikke CO₂-drivhusgasser omfatter CH₄ og N₂O. Som nævnt i afsnit 4.2 vurderes det, at disse kilder er meget små og indgår ikke i beregningen, jf. IPCCs Guidelines (IPCC, 2014). N₂O omdannes ved en oxidation af reducerede N-forbindelser til NO_x og videre til N₂O. Transplantering af ålegræs forventes ikke at have nogen større effekt på N-cyklussen, og derfor forventes heller ikke nogen N₂O-udledning. Herudover fandt Bruhn et al. (2024) ingen øget udledning af hverken metan eller lattergas fra sukkertang, hverken til vandfasen under vækst eller fra nedbrydning i sedimentet (AP2 baggrundsrapporten).

Samlet C lagring i transplanterede arealer

I Figur 4.6 er vist modellens samlede C-akkumulering over tid frem til år 10 efter udplantning, hvor der ikke længere forventes en tilvækst i levende og død biomasse. Som nævnt indgår en evt. lagring i sedimentet (C_{sediment}) ikke, da det er vurderet, at denne ikke kan bestemmes med den nuværende viden. I alt forventes der efter 10 år at være lagret 1,7 ton C ha^{-1} svarende til 6,2 ton $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ved en succesfuld transplantation med 100 % plantedække. Dette estimat knytter sig til etablering af ålegræs på lavt vand, hvor lys ikke er begrænsende og der kan opnås maksimale tætheder af ålegræs.



Figur 4.6 Modelleret C-lagring ved transplantation med Best Available Technique (BAT) og standardfaktorer.

4.3.5 Lagret ålegræs

Vådt ålegræs vil f.eks. kunne indgå i et biogasanlæg som energikilde. Den producerede biogas vil blive betragtet som CO_2 -neutral med de nuværende IPCC-regneregler, fordi kulstoffet anses for at være biogent (IPCC, 2006). Dog skal emissioner, som er afledt af indsamling og håndtering, indgå i et evt. klimaregnskab.

Tørt ålegræs kan lagres, f.eks. som isolering, tagmateriale eller anden permanent lagring. Hvis det skal indgå i en opgørelse, enten national eller på virksomhedsniveau, skal der ligge dokumentation for, hvor, hvordan og hvor længe græsset lagres herunder en nedbrydningsfunktion for græsset. Dette vil være lig med principperne omkring Harvested Wood Products (HWP) i de nuværende opgørelser, hvor der anvendes første ordens nedbrydningsrater (IPCC, 2006). En sådan opgørelse forventes at kunne indgå i det nationale regnskab samt i en virksomheds regnskab (Scope 3, se Appendiks 2) under forudsætning af, at tilstrækkelig dokumentation for nedbrydningen af den lagrede biomasse foreligger, hvilket der for nuværende ikke foreligger.

4.3.6 Rapportering

Implementering i den nationale opgørelse foreskriver ikke, at der foretages årlige opgørelser af udbredelse og beregninger af de årlige ændringer i de lagrede kulstofmængder. Som udgangspunkt vil der behov for centrale estimater med angivelse af usikkerheden på estimatet. Afhængig af hvilken overvågning der planlægges, f.eks. årlige undersøgelser i rotation eller total overvågning med års mellemrum, vil estimaterne blive inkluderet i den nationale opgørelse. Hvis der ikke foretages årlige målinger, vil der i den nationale opgørelse indføres en fremskrivning af de årlige ændringer baseret på sandsynliggjorte vækstmodeller. Disse vil så på et senere tidspunkt skulle verificeres.

Naturligt forekommende ålegræsbede

For naturligt forekommende ålegræsbede bør der, som nævnt i afsnit 4.3.2, udarbejdes centrale estimater for deres udbredelse. Dette kunne være via griddede monitoringer, som gennemføres med fastsatte intervaller. Intervallerne bør fastsættes ud fra praktiske foranstaltninger, økonomi, og hvilken usikkerhed der skal være på estimatet.

Transplanterede ålegræsbede

For hvert område bør der oprettes en protokol, som indeholder informationer om arealets lokalisering, dets beskaffenhed, dato for udplantning, foretagne udplantninger (dato, antal udplanter, udplanter per arealenhed, udplantemetode, osv.) og andre relevante oplysninger. I protokollen angives, hvordan C-bindingen beregnes. Dette gælder både for de første år, hvis der anvendes et foreløbigt C-estimat i opgørelsen (ligning 1) og i efterfølgende opgørelser.

Umiddelbart efter etableringen kan man foretage årlige beregnede biomasseværdier ud fra modelbetragtninger og anvendelse af projektspecifik/standard B_{\max} (Ligning 1-6).

Verificering af transplanterede ålegræsbede

Med den opstillede model for ålegræs er det muligt at beregne kulstofbalancerne på projektniveau i levende og død biomasse kombineret med en fortløbende monitoring af de enkelte projekter. Monitoringen skal finde sted med regelmæssige mellemrum ved en visuel vurdering af hvert udplantningsområde. Der foreslås femårsintervaller. Til brug for overvågningen bør der udarbejdes et dokument, som fastsætter metode og frekvens for overvågningen.

Ved verificering skal alle målinger, herunder destruktive målinger, udtages fuldt randomiseret i transplanteringsområdet med et givet antal prøver samt udarbejdelse af usikkerhedsestimater (standardafvigelse og 95 % konfidensintervaller). Målingerne skal udtages i foråret, inden vækstperioden sætter ind, og omfatte levende biomasse over sedimentet og kerneprøver i sedimentet ned til minimum 30 cm dybde. Kerneprøven skal analyseres jf. anerkendte analysemetoder og opdeles i levende hhv. død biomasse ≥ 2 mm og < 2 mm. Som nævnt i 4.3.2 anses det ikke for muligt anvende målinger af sedimentets C-indhold som dokumentation for kulstoflagringen.

Verificering af transplanterede bede bør ske mindst hvert femte år med efterfølgende resultatkorrektion af den opnåede binding af C for området, som indføres i monitoringsprotokollen for området.

Estimeres dækningsgraden jf. NOVANA-metoden (Bruhn et al., 2022), kan biomassen estimeres ud fra parametrene i Carstensen et al. (2016) og konverteres til C jf. parametrene i denne rapport.

Svane et al. (2022) har ud fra luftfoto udarbejdet en ikke-destruktiv korrelation mellem mængden af levende ålegræsbiomasse ($g\ ts\ m^{-2}$) og dækningsgraden, se appendiks A.1. Denne relation vil kunne anvendes i en dansk opgørelse, hvor opgørelsen sker i foråret inden biomassetilvæksten starter. Kun relationen mellem levende biomasse over sedimentet og dækningsgraden bør anvendes.

Protokollen skal være offentligt tilgængelig.

4.4 Makroalger

Dette afsnit beskriver, hvordan klimaeffekten af makroalger kunne indgå i den nationale drivhusgasopgørelse. På grund af en meget mangelfuld viden om biomasser i den naturlige population af makroalger er det ikke muligt at angive parametre, som kan angive størrelsesordener for biomassen. Afsnittet skal derfor ses som en metodebeskrivelse, hvortil der skal indsamles relevante parametre.

4.4.1 Naturligt eksisterende tangforekomster og udlægning af stenrev

Naturligt eksisterende tangforekomster findes i hele det marine område hvor der er egnet substrat, dvs. hvor der forekommer hård bund hvor makroalger kan finde fæste.

Mængden af bunden biomasse i tang (makroalger) opgøres også i lighed med de generelle principper fra IPCC (Ligning 11). Den årlige ændring i tangskove beregnes som for ålegræs som ændringerne i den samlede biomasse, hvor den samlede årlige ændring i mængden af bundet C er summen af fire delkomponenter: levende biomasse over sedimentet, levende biomasse i sedimentet, dødt organisk materiale og organisk biomasse i sedimentet.

$$\Delta C_{tot,i} = \Delta C_{above} + \Delta C_{below} + \Delta C_{DOM} + \Delta C_{sediment} \quad (\text{Ligning 11})$$

Hvor:

$\Delta C_{tot,i}$ = Årlig ændring i total mængde C, kg C ha⁻¹

ΔC_{above} = Årlig ændring i total mængde C i levende biomasse over sedimentet i foråret, kg C ha⁻¹

ΔC_{below} = Årlig ændring i total mængde C i levende biomasse i sedimentet, kg C ha⁻¹

ΔC_{DOM} = Årlig ændring i total mængde C i død biomasse, kg C ha⁻¹

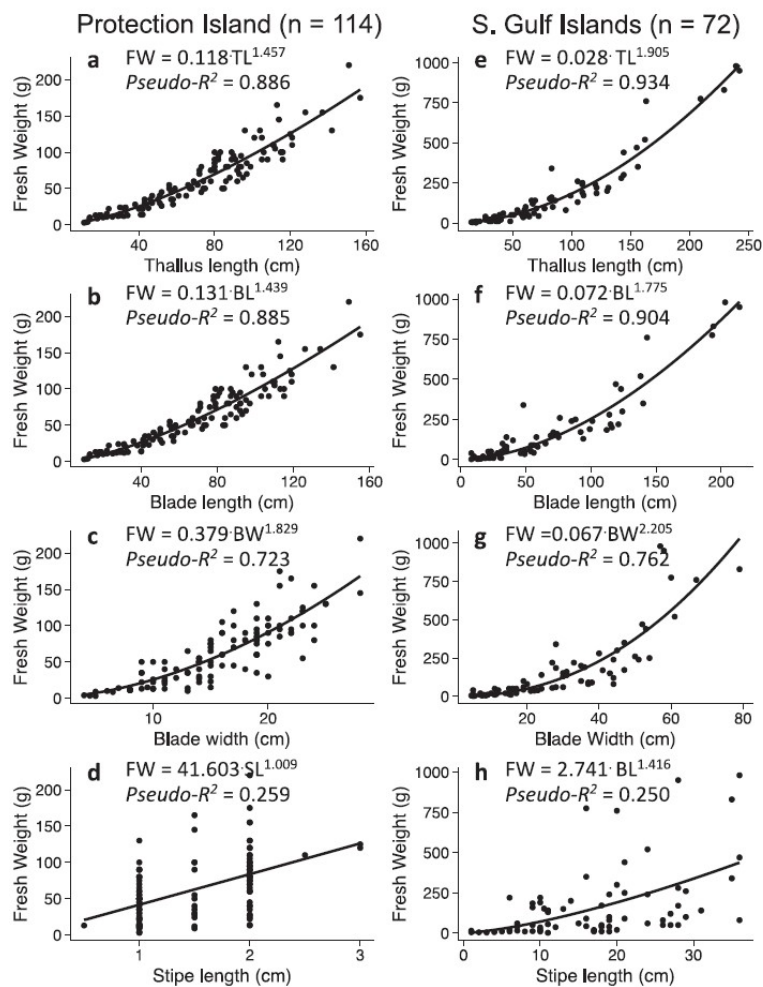
$\Delta C_{sediment}$ = Årlig ændring i total mængde C i sedimentet, kg C ha⁻¹

For makroalger gælder, at de to parametre C_{below} og C_{DOM} ikke findes. Som nævnt i afsnit 3.2 om makroalgers vækst og nedbrydning nedbrydes biomassen fra makroalger i de fleste tilfælde meget hurtigt og især i vandfasen. Deposition af biomasse fra makroalgerne i sedimentet må anses at være meget begrænset. Kombineret med den forholdsvis hurtige nedbrydning under anaerobe forhold (Pedersen et al., 2020) vurderes det, at makroalger ikke bidrager til C i sedimentet, og at $C_{sediment}$ ikke findes.

For et givet areal vil der ikke være nogen ændring i biomassen mellem år. Derfor vil ΔC_{above} være 0 (nul) – altså ingen ændring i den bundne kulstofmængde.

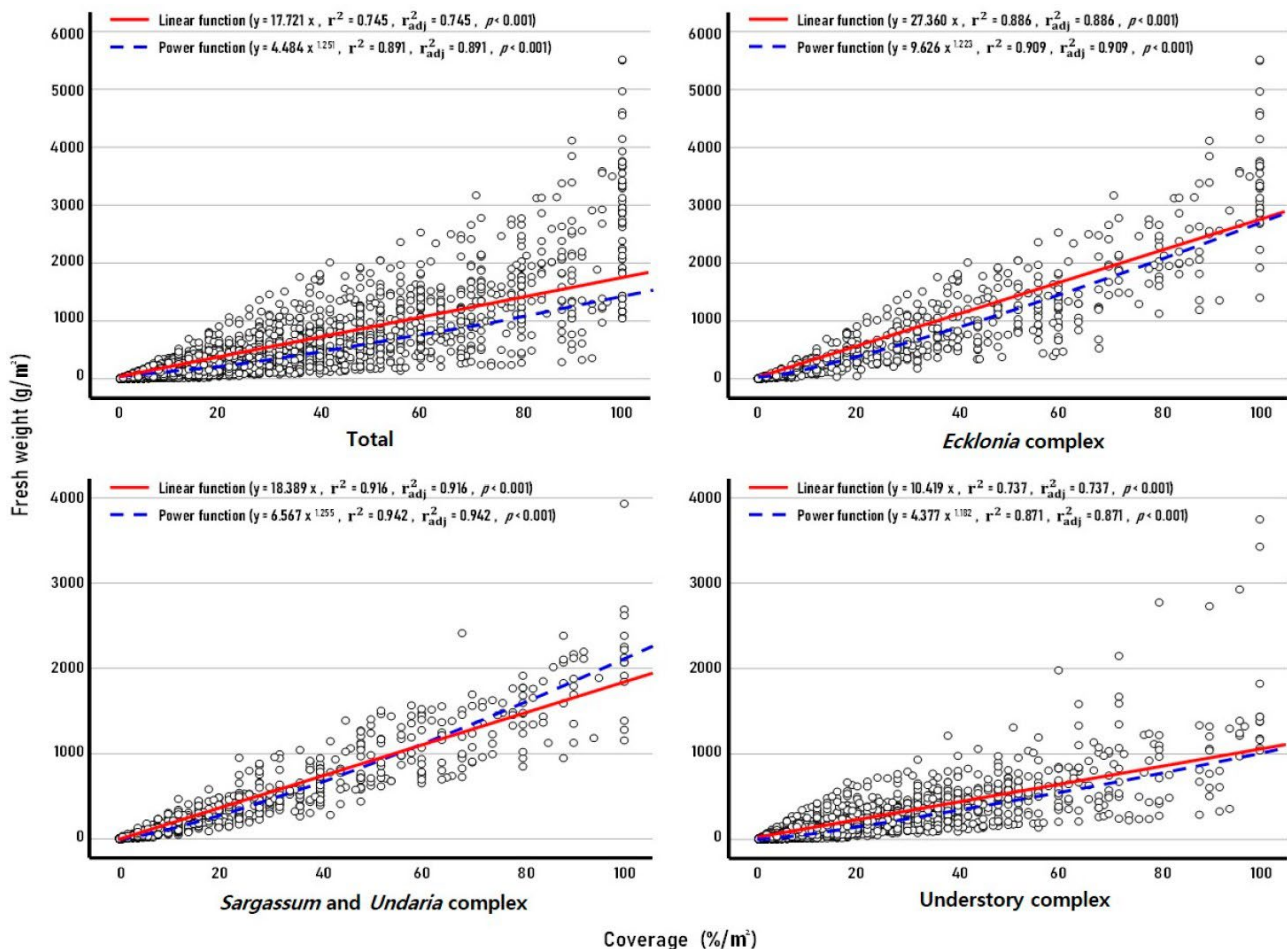
Ændringer i stressfaktorerne kan også medføre, at mængden af biomasse per arealenhed ændres over tid.

Ved ændring i stressfaktorer samt fjernelse/anlæg af stenrev ændres mulighederne for tangskovene. Der er ikke fundet nordeuropæiske data over biomasse i naturligt forekommende bestande. Ud fra allometriske funktioner for Sukkertang (bladstørrelse og thalli) har Campell og Starko (2020) fundet sammenhænge mellem biomasse og blad- og thallistørrelsen (Figur 4.7).



Figur 4.7 Biomasse i sukkertang beregnet ud fra bladbredde og thalli-størrelse målt i British Columbia, Canada (Campell og Starko, 2020).

Jung og Choi (2022) har i Korea målt plantedækket i 67 kystregioner og på 135 tangarter ved at opdele algerne i tre lag i vandet (upper, second and lower layer), fotograferet lagene og høstet biomasserne. Ud fra billederne er der beregnet dækningsgrader i %. Dækningsgraden er så vha. transferfunktioner omregnet til vådvægt biomasse (Figur 4.8). I figuren er vist de samlede data. For de enkelte arter henvises til artiklen. De enkelte arter har en større korrelation end den samlede korrelation som vist i Figur 4.8.



Figur 4.8 Våd vægt af algebiomasse i forhold dækningsgraden, i %. Data fra 67 kystregioner og 135 tangarter i Korea (Jung og Choi, 2022).

Svane et al. (2022) har ud fra luftfoto udarbejdet en ikke-destruktiv korrelation mellem mængden af blæretang (*Fucus vesiculosus*) i g ts m⁻² og dækningsgraden, se appendiks A.1. Denne relation vil kunne anvendes i en dansk opgørelse, indenfor det dybdeinterval som modellen gælder. For blæretang på større dybder bør det undersøges nærmere hvordan og hvilken model som er optimal. Opgørelsen bør sker i foråret, inden biomassetilvæksten starter.

Ud fra resultaterne anses det for muligt at beregne biomassen i makroalger ud fra dækningsgrader i lighed med NOVANA-registreringerne for ålegræs (Hansen og Hedlund, 2024) med lokale transferfunktioner og herved estimere ændringer i kulstofbalancen ved fjernelse af algebevoksninger samt ved etablering af stenrev.

4.4.2 Dyrkning af Makroalger i akvakultur

Ved "Dyrkning af tang" dyrkes/opdrættes tang (sukkertang) på liner i opdrætsanlæg. Linerne udsættes i efteråret med påsat tangplanter. Tangen høstes den følgende forår/sommer.

Den høstede biomasse fjernes og bruges andre steder, enten som tilsætningsstoffer, som fødevarer, som foder eller evt. materiale, som lagres mere permanent. Kun tang, som høstes og lagres permanent, ville kunne indgå i en kulstoflageropbygning. Tang, som anvendes i anden form, vil hurtigt blive nedbrudt, og regnskabsteknisk vil der være tale om en umiddelbar nedbrydning, når det høstes.

For ålegræsser er det antaget, at der bliver opbygget en stående levende biomasse mængde svarende til mængden af levende biomasse i foråret. For naturligt forekommende makroalger ved f.eks. etablering af stenrev vil der også opstå en overvintrende levende biomasse. Denne mængde er for nuværende ukendt.

Ved etablering af tangelæg vil man ved udlægning have et C_{above} på 0. I vækstsæsonen vil der ske en opbygning af biomasse, som høstes og bringes på land. Denne biomasse vil imidlertid kun være midlertidigt lagret, inden tangen bliver anvendt som foder eller andet. Ændringen mellem to år vil derfor være 0 (nul), hvorfor der ikke kan dokumenteres nogen klimaeffekt.

Ikke CO₂-drivhusgasser

Ikke CO₂-drivhusgasser omfatter CH₄ og N₂O. CH₄ dannes kun i meget begrænset omfang i salte vande. Det indgår derfor ikke i beregningen, jf. IPCCs Guidelines (IPCC, 2014). N₂O omdannes ved en oxidation af reducerede N-forbindelser til NO_x og videre til N₂O.

Både ålegræs og makroalger vil i vækstfasen optage kvælstof fra vandet på den reducerede form (Nr) og den oxiderede form (NO_x). Dette vil muligvis være med til at reducere N₂O-dannelsen i vandfasen. Ud fra denne betragtning vil man kunne antage, at tangdyrkningen reducerer N₂O-dannelsen svarende til den optagne og høstede kvælstofmængde ganget med de relevante emissionsfaktorer på 0,26 % i IPCC 2019 Refinement (Annex 11.A.6).

Bruhn et al. (2024) fandt ingen øget udledning af hverken metan eller lattergas fra sukkertang, hverken til vandfasen under vækst eller fra nedbrydning i sedimentet (AP2 baggrundsrapporten) hvorfor dette kan udelades af opgørelserne.

Lagring og anvendelse af tang

Lagring af produceret tang forventes ikke at ske.

Anvendelse af tangen som foder vil kunne substituere biomasse produceret på land, f.eks. substitution af byg eller soja i svinefoder. En virksamhed vil kunne inddrage en evt. klimaeffekt i sit regnskab ved substitution af anden foder under Scope 3, hvor det skal dokumentere de udledninger, som dyrkningen af tang medfører. Se Appendiks 2.

4.5 Tidevandsarealer

Ændringen i C i sedimentet som følge af en (menneskeskabt?) udvidelse af tidevandsmarskenge vil følge de principper, som er beskrevet under ålegræs – at mængden er afhængig af den årlige biomasseproduktion på stedet. Der vil derfor kunne bruges de samme metoder som ålegræs til at foretage opgørelser.

IPCC's guidelines (IPCC, 2014) angiver en C binding i sedimentet for tempererede områder på -0,91 ton C ha⁻¹ år⁻¹ og et *root:shoot*-forhold på 2,11 (Tabel 4.1). En lagring i et sådant omfang vurderes ikke muligt i Danmark, se afsnit 3.3.

Som for ålegræsenge er der nødvendigt, at der produceres biomasse på området, som tilføres sedimentet, og som lagres. Ligesom i andre plantesamfund

vil der efter nogen tid opstå en ligevægt mellem den årlige tilførsel og nedbrydningen i jorden/sedimentet.

Som beskrevet i afsnit 3.3 kan det ikke påvises, at der er sket en udvidelse af tidevandsarealet i Danmark over de sidste mange år, herunder at en målt C mængde i tidevandsarealerne stammer fra planter som er hjemmehørende i områderne.

Det konkluderes derfor, at der for nuværende kun vil være marginale ændringer i den lagrede kulstofmængde i tidevandsområderne.

Ikke CO₂-drivhusgasser

CH₄ dannes kun i meget begrænset omfang i salte vande. Det indgår derfor ikke i beregningen, jf. IPCCs Guidelines (IPCC, 2014) som følge af dette antages det, at CH₄ dannelsen i tidevandsmarskområdet er meget begrænset og ikke skal opgøres.

Det forventes ikke at der dannes N₂O i nævneværdigt omfang så det skal indgå i opgørelsen.

5 Videnstatus og -huller

5.1 Generelt

Der er behov for at indføre en systematisk repræsentativ overvågning af arealudbredelsen af ålegræs og makroalger i de danske farvande.

Herudover bør der foretages undersøgelser af:

- udbredelse og variationen af den overvintrende biomasse i ålegræs og makroalger
- produktion og tab af biomasser
- overblik over skæbnen af den tabte biomasse, herunder nedbrydning i vandfasen og i sedimentet, transport, lagring og stranding

Hvis Danmark inddrager marine områder i den nationale drivhusgasopgørelse, vil behovet være stort for viden om den overvintrende biomasse under forskellige forhold, både i kystnære områder og på større vanddybder samt hvor de udarbejdede ekspansionsfaktorer er gældende. De angivne ekspansionsfaktorer er udarbejdet på baggrund af undersøgelser i beskyttede områder. Hvis man inddrager de marine områder, skal man modregne de habitater de kulstofmængder der findes hvor der sker forstyrrelser og ødelæggelser f.eks. ved bundtrawl og havneudvidelser. For etablering af et 1990-basisår bør det undersøges, hvorvidt og i givet fald hvordan NOVANA overvågningen kan anvendes til foretage en tilbageekstrapolation til 1990.

Hvis arealudbredelsen fra 1940'erne og frem antages at fortsætte, kan der være behov for en opdeling af ændringen i ålegræsarealet i to komponenter til brug for FN-rapporteringen. Dels én komponent, som skyldes en naturlig spredning under de givne forhold i 1990 og dels én komponent, som skyldes forbedrede vækstvilkår for ålegræsset. Her vil kun den anden komponent omkring forbedrede vækstvilkår kunne indgå som en del af en *managed* CO₂-opgørelsen. En kvantificering af dette vil sandsynligvis kræve et omfattende dokumentationsarbejde. EU-forordning 2023/839 angiver, at fra 2030 skal C-ændringer på alle arealer opgøres. Det vil medføre, at sondringen i spredningen mellem naturlig spredning og forbedrede vækstvilkår ikke skal indgå i denne rapportering.

Hvis Danmark vælger at inddrage marine områder i sin opgørelse til EU og FN skal der foretages en opgørelse fra 1990 og frem. Bidraget til det danske klimamål bliver så opgjort som forskellen mellem 1990 og 2030. Til et evt. bidrag til LULUCF reduktionsforpligtigelsen under EU-forordning 2023/839 skal der udarbejdes en specifikt opgørelse for 2016-2018. Til dette vil det være nødvendigt at fastlægge ålegræsudbredelsen fra 2016 og frem for at vurdere omfanget af kreditter der kan opnås under LULLUCF-forordningen. Det forventes at mellemliggende år mellem 1990 til 2016 kan opgøres ved interpolation.

Hvis der i privat regi bliver etableret et system med carbon-credit farming i de marine områder, er det ikke nødvendigt at inddrage disse aktiviteter i den nationale opgørelse, men det bør undersøges, om forskellige habitatdirektiver bliver overtrådt.

Habitatområder eller andre økologiske udpegninger er ikke særligt egnede som klassificeringsundergrupper, fordi de kan have en meget divers artssammensætning og dermed også forskellige kulstofmængder. Ud fra transferfunktionerne dækningsgrader for ålegræs og for tang (Figur 4.7) vil man muligvis kunne foretage biomassebestemmelser ud fra mere generelle transferfunktioner, som omfatter flere arter/arealtyper. Dette bør undersøges nærmere.

5.2 For eksisterende ålegræsbede

For eksisterende ålegræsbede kan der være behov for en opdatering af estimeringsmetoden fra Carstensen et al. (2016) til at beregne biomassen over sedimentet under forskellige forhold. Ved destruktion af habitater som følge af bomtrawling, sandsugning og udvidelse af infrastrukturer skal en sådan model også omfatte konsekvenserne for den C-mængde, som findes bundet disse steder.

Der bør gennemføres flere målinger af mængden af død biomasse i ålegræsbede (DOM), både i naturlige og i transplanterede bede.

I den foreslåede opgørelsesmodel er inkludering af C-akkumulering i sedimentet som følge af transplantering som et konservativt estimat sat til $0 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, fordi de nuværende målinger er omfattet af en meget stor usikkerhed omkring oprindelsen af det målte C. Her er problemet at finde repræsentative baseline-områder, idet barbunds-sedimenterne er meget heterogene med stor variation i sedimenternes C-indhold. Dette skyldes primært en høj variation i sedimentmobiliteten og omlejringsprocesserne. Der er derfor behov for yderligere at undersøge repræsentativiteten af baselines og koble denne til det fysiske processer som strømnings- og bølgepres samt variationer i bioturbation.

I Marine virkemiddelprojektet er det dokumenteret, at der sker en betydelig produktion af rhizomer samt hendøning af disse i bedene. Noget af denne biomasse vil være af svært nedbrydelig. Der findes ingen langtidsnedbrydningsstudier under danske klimaforhold til verificering af kulstofændringer i sedimentet. Det anbefales derfor, at der iværksættes et forskningsprogram, der kan identificere oprindelsen af og nedbrydningsrater af biomasse i sedimentet, som inkluderer den faktuelle placering af biomasse i sedimentet.

Som omtalt skyldes den store spredning på lagringsdata i ålegræsbede formentlig, at ålegræsset pga. lysforholdene er presset ind på lavt vand, hvor erosions- og sedimentationsprocesserne forstyrres af bølgedynamik. Det vil derfor være relevant at undersøge lagringspotentialerne i dybere ålegræsbede.

Da en stor del af ålegræsproduktionen tabes som afstødte blade, vil det være relevant at gennemføre nogle skæbne-studier af, hvor denne store andel af produktionen ender. Det er tydeligt fra plantetransportstudier, at ålegræsblade og skud transporteres over lange afstande (Flindt et al. 2004). Så fremtidige massebalance-opgørelser over dette naturlige tab af ålegræsproduktionen er yderst relevante.

For den naturlige makroalgebestand er det ønskeligt, at der udarbejdes ikke destruktive transferfunktioner til bestemmelse af biomassen i forhold til plantedækket.

For dyrkning af makroalger (tang) vurderes det, at dette ikke bidrager til en permanent kulstoflagring, hvorfor der ikke er behov for yderligere viden om disses vækst.

Med den opstillede model for ålegræs er det muligt at beregne kulstofbalancerne på projektniveau kombineret med en fortløbende monitoring af de enkelte projekter. For den nationale opgørelse er det et krav, at hvert område kan georefereres, samt at der anvendes Tier 3-opgørelsesmetoder (EU, 2023). Det vurderes, at den opstillede model er kvalificeret til Tier 3-niveau.

Der kan være behov for et supplement til den tekniske anvisning fra NOVANA, M18, vedrørende "Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund", så den omfatter en model til bestemmelse af biomassen over sedimentet ud fra en visuel model. Den visuelle metode kan enten være den angivet i M18 eller andre ikke-destruktive metoder.

5.3 For transplanterede ålegræsbede

Med de indsamlede data i projektet Marine Virkemidler samt øvrig forskning og målinger i og omkring Danmark vurderes der at være tilstrækkelige data til den opstillede model for transplanterede ålegræssers C-binding i levende og død biomasse til, at det kan anvendes i den nationale drivhusgasopgørelse.

Der er brug for yderligere kvantificeringer af død biomasse i sedimentet ud fra specifikke definitioner af de enkelte plantefraktioner.

For transplanterede ålegræsbede og tangelæg bør der indføres en offentlig georefererbar database med basisinformationer. Databaseen bør være offentlig tilgængelig.

5.3.1 Indregning i det nationale regnskab

I afsnit 4 er der opstillet en model for udarbejdelse af kulstofbalancen for ålegræs i de danske farvande. Den nævnte model vurderes at kunne gennemgå et FN-review, men der udestår som beskrevet et betydeligt dokumentationsarbejde for at fremskaffe de nødvendige data. Det er en udfordring, at mange af resultaterne i Virkemiddelprojektet er indsamlet over kort tid, hvorfor en nærmere kvalificering med data for parameterberegningerne fra flere år kan være nødvendigt.

Indregning af kulstofbindinger i den nationale opgørelse vurderes at være muligt, jf. gældende IPCC Guidelines og kunne potentielt indgå i de danske forpligtigelser under Paris-aftalen samt i det danske klimamål for 2030.

Indregning bør først ske, når der er vished om, at ændringer er vedvarende og for transplantering at denne anses for succesfuld. IPCCs Guidelines (IPCC, 2014) angiver, at en indregning først bør ske, når der er mindst 10 % dækningsgrad.

For at indregning af kulstofbindingen i klimaregnskabet kan ske, skal områderne geolokaliseres samt overvåges løbende. Det vurderes, at det ikke er nødvendigt med årlig overvågning, men at det bør ske med "jævne mellemrum", og at den årlige opgørelse baseres på fremskrivninger/interpolation, som korrigeres til målte kulstofmængder, når der er foretaget en overvågning.

Det er ikke i denne rapport vurderet, hvordan en given overvågning skal finde sted. Dette bør fastlægges forud for igangsætning af projekter, der forventes at kunne reflekteres i den nationale emissionsopgørelse.

Opgørelsesmæssigt vurderes det som en meget stor opgave at foretage en overvågning af den samlede ålegræsforekomst i de danske farvande. I forbindelse med en overvågning er der behov for at definere, hvilke områder der skal overvåges, evt. den kystnære del af hele den eksklusive danske økonomisk zone.

Det vurderes, at det vil være umuligt at inddrage transplanterede ålegræsbede i danske farvande i den nationale opgørelse og samtidig undlade at inddrage områder, hvor ålegræs og andre biotoper bliver fjernet/ødelagt som følge af menneskelige aktiviteter. I forbindelse med anlæggelse af Lynetteholm skriver udviklings- og driftsselskab for København (By & Havn) på deres hjemmeside: *"Lynetteholm er placeret og udformet med et mål om at berøre eksisterende forekomster af ålegræs i Københavns Havn mindst muligt. Ved at udplante cirka fem hektar nyt ålegræs, erstatter vi med cirka dobbelt så meget ålegræs, som der vil forsvinde i forbindelse med, at Lynetteholm bliver anlagt"* (By & Havn, 2023). By & Havn har ikke nærmere arealmæssigt defineret, hvad der fjernes. En erstatningstransplantering vil ske på en anden måde, end hvad som fjernes og vil derfor have en forskellig effekt. Inddragelse af transplanteringer med ålegræs bør kun ske, hvis der samtidig foreligger en fyldestgørende overvågning og dokumentation for andre aktiviteter i de danske farvande, som fjerner voksesteder for ålegræs. Generelt vil det være nødvendigt at inddrage alle forvaltede arealer, og det vil dermed være alle arealer, hvor der etableres/udvides havne samt f.eks. arealer hvor der fjernes sand m.m.

5.3.2 Minimumsareal

Der findes i princippet ingen nedre arealgrænse for arealer, så længe de er præcist definerede. I de internationale opgørelser stilles der krav om, at landene beregner en nøjagtighed for ikke at indføre store usikkerheder i opgørelserne (IPCC, 2006). Dette kan bl.a. gøres ved at definere den mindste arealstørrelse (Minimum Mapping Unit, MMU), som på troværdig vis kan identificeres. Det er op til de enkelte lande at definere MMU. Den danske nationale opgørelse for det terrestriske miljø anvender en væg-til-væg opgørelse, som i princippet er baseret på en 25 * 25 m pixelopløsning svarende til 625 m². I selve opgørelsen, hvor man jf. IPCCs Guidelines har defineret seks hovedkategorier (Skov, Landbrugsarealer, Vedv. Græs, Vådområder, By og infrastrukturer og Øvrigt land), beregnes kun arealovergange mellem disse seks hovedkategorier, når der er mindst otte sammenhængende pixler svarende til 0,5 hektar for ikke at introducere en unødigt stor usikkerhed i opgørelsen. Det forventes, at et randomiseret overvågningsgrid vil være i stand til at kvantificere og kvalificere større ændringer i det Marine områdes beskaffenhed kombineret med, at alle små områder blive geolokaliseret og derved indgår i en evt. opgørelse.

5.3.3 Arealklassificering

Som en konsekvens af LULUCF-forordning 2023/839 kan det blive nødvendigt med en underopdeling.

Underopdeling af det marine område i forskellige arealklasser og vegetationsgrupper som det terrestriske miljø (skov, landbrug osv.) kan være nødvendigt. En opdeling af det marine område i vegetationsgrupper kunne f.eks. være i ren sandbund, tidevandsmarsk, ålegræsbede og forskellige tangtypeområder. Habitatområder eller andre økologiske udpegninger er ikke særligt egnede som klassificeringsundergrupper, fordi de kan have en meget divers artssammensætning og dermed forskellige kulstofmængder. Ud fra transferfunktioner for ålegræs og for tang (Figur 4.7) vil man muligvis kunne foretage biomassebestemmelser ud fra generelle transferfunktioner som omfatter flere arter/arealtyper. Dette bør undersøges nærmere. En evt. arealklassificering er der ikke taget stilling til i denne rapport.

5.3.4 Indregning i andre interessenters klimaregnskab

Organisationer og private virksomheder opstiller ofte egne reduktionsmål, hvori de vil kunne inddrage "off-set" i egne klimaregnskaber ved f.eks. at udplante ålegræs. Det vurderes, at den opstillede model har den fornødne robusthed til, at den kan anvendes til dette formål. En indarbejdelse i organisationer og private virksomheders klimaregnskaber har ikke indflydelse på en beslutning om en evt. indregning i den nationale opgørelse.

De enkelte projektområder bør tildeles et "koncessionsområde". Koncessionsområdet bør defineres større end det transplanterede areal og bliver det maksimale område, hvorfra der kan tilskrives kreditter. Dette sikrer dels, at den forventede spredning krediteres, og dels at der ikke i en uendelig tid kan tilskrives nye kreditter fra en radial tilvækst. Ved en årlig radial tilvækst på 0,3 meter anbefales, at koncessionsområdet er mindst to meter større end den ydre periferi af udplantningsområdet. Tilskrivning af kreditter forventes med denne afstand at kunne ske op til 12-15 år efter udplantning, hvor det forventes, at randen af koncessionsområdet har opnået B_{\max} .

Hvor der udplantes ålegræs af private interessenter, skal der udarbejdes en protokol, som definerer området og de metoder, der anvendes til opgørelse af kulstoflagringen, udførte målinger, verificering og rapporteringen. Det vurderes, at den opstillede C-model kan anvendes til formålet, mens der skal udarbejdes en protokol for, hvordan verificering og rapportering skal foregå.

Som følge af at et transplanteringsområder helt eller delvist kan forsvinde, f.eks. i forbindelse med en storm, sygdom eller andet, skal der opstilles en *force majeure*-protokol, som beskriver, hvordan de opnåede kreditter skal korrigeres. I den nationale opgørelse vil en hel eller delvis ødelæggelse af et areal medføre en umiddelbar udledning fordi Danmark har fravalgt "Natural Disturbances" i opgørelsen.

For private entreprenører/virksomheder vil det være op til virksomhederne selv, om de i deres virksomhedsregnskab vil slette opnåede kreditter som følge af temporære/permanente hændelser. Da disse regnskaber ofte undergår en uafhængig verificering, f.eks. The Verified Carbon Standard, indgår der ofte er en konservativ faktor i estimeringen af den samlede kulstofeffekt, hvor en vis del af den forventede kulstoflagring indgår i en pulje til dækning af temporære og permanente hændelser, som dækker flere projekter. Andelen sættes ud fra en risikovurdering af projekterne. Dermed udstedes kun kreditter for den opsamlede C-mængde fratrukket en mængde, som indgår til risi-

koafdækning. Dette princip anvendes også i Klimaskovfonden (Klimaskovfonden, 2022). I den opstillede model er der ikke indregnet en konservativ faktor. Denne bør udarbejdes separat.

6 Konklusion

Marine områder (kapitel 4 "Coastal Wetlands" i IPCCs 2013 Wetlands Supplement) indgår i øjeblikket ikke i de nationale opgørelser over danske drivhusgasudledninger.

Inkludering af det marine område i den nationale opgørelse, herunder inddragelse af PCCs 2013 Wetlands Supplement (IPCC, 2014) er ikke obligatorisk under Paris-aftalen.

EU's medlemsstater skal følge EU's reviderede LULUCF-forordning 2023/839 (EU 2023). Forordningen regulerer, hvordan udledningen af drivhusgasser fra arealanvendelse og ændringer heri skal indgå i de nationale drivhusgasregnskaber for det terrestriske areal. Marine områder er nævnt i præamblen til LULUCF-forordning, og vil muligvis på et senere tidspunkt blive pålagt at indgå i de nationale opgørelser: "(...) kan Kommissionen overveje at rapportere om status, gennemførlighed af analyser og virkningen af at udvide rapporteringen til hav- og ferskvandsmiljøer på grundlag af den seneste videnskabelige dokumentation for disse strømme."

På nuværende tidspunkt er det op til Danmark, i regi af Klimaministeriet, som suveræn stat, at træffe beslutning om, hvorvidt det marine område skal indgå i den nationale drivhusgasopgørelse.

Ålegræsbede, både eksisterende naturlige og transplanterede bede kan indgå i nationale drivhusgasemissionsopgørelser ved inkludering af vandarealer uden for den nuværende terrestriske afgrænsning af drivhusopgørelsen ved implementering af metoderne i kapitel 4 "Coastal Wetlands" i IPCCs 2013 Wetlands Supplement og under hensyntagen til EU-forordning 2023/839.

I forbindelse med mulige fremtidige opgørelser for det marine område vil alle ændringer i det marine områdes kulstofbalance indgå i opgørelsen. Efterfølgende vil man så skulle vurdere i hvilket omfang ændringerne er menneskeskabte. Denne viden findes ikke for nuværende. Det vurderes som meget vanskeligt at skelne mellem en naturlig ændring i udbredelsen af naturlige ålegræsforekomster og en menneskepåvirket ændring. I tidligere internationale aftaler, så som under Kyoto-aftalen omtales kun "managed land proxy," dvs. at kun arealer hvor ændringen skyldes menneskelig aktivitet kan indgå. "Managed land proxy" indgår ikke i Paris-aftalen hvorfor det vurderes at der ikke er helt samme behov for adskillelse mellem menneskeskabte og naturlige ændringer de bundne kulstofmængder.

Det vurderes, at det ikke er tilstrækkeligt kun at inkludere transplanterede arealer med ålegræs i den nationale opgørelse, men at hele den samlede ålegræsbestand samt andre kulstofholdige arealer (f.eks. tangskove) skal indgå i opgørelsen. Dette for at inkludere negative effekter af menneskelig aktivitet, hvor alle bindinger og udledninger indgår.

Der rettes opmærksomhed på EU's regler om habitatbeskyttelse ved inddragelse af det marine område i opgørelsen. En inkludering af det marine område vil omfatte samtlige relevante aktiviteter som beskrevet i kapitel 4 i Wetlands Supplementet herunder sandsugning, udvidelse af landarealer samt overholdelse af den reviderede LULUCF-forordning. LULUCF-forordningen nævner

samtligte direktiver omkring habitatbeskyttelse, hvilket også inkluderer habitater i det marine miljø. EU's dokumentationskrav overstiger de, som er angivet i 2013 Wetlands Supplementet, ligesom der stilles yderligere krav til geografisk lokalisering og information om førtilstanden (C i sedimentet) i et givet område, som ligger udover 2013 Wetlands Supplementet.

Der er opstillet modeller som beregner C-bindingen i det marine område. Det vurderes at de opstillede modeller vil blive godkendt i et FN-review på Tier 3-niveau. De angivne data er primært baseret på danske oplysninger hvor disse kunne findes. Der er betydelig variation i de angivne data og der er ikke beregnet usikkerhedskoefficienter. Beregninger af usikkerheder ligger ud over denne rapport. Det vurderes at de angivne data er repræsentative for danske forhold og at den opstillede model kan anvendes med tilstrækkelig sikkerhed.

Det er vurderet, at den i IPCC 2013 Wetland Supplement opgivne kulstofbinding i marine sedimenter som følge af ålegræsudplantning ikke er fagligt begrundet. Det konkluderes, at eksisterende ålegræsbede opnår en ligevægt af C i sedimentet mellem den årlige tilførte biomasse fra rhizomer og rødder og den årlige nedbrydning i sedimentet. Det medfører, at der ikke kontinuert sker en ophobning af C i sedimentet i eksisterende ålegræsbede. Disse vil være i en naturlig ligevægt.

Det vurderes, at sedimentanalyser ikke er tilstrækkelige til at vurdere omfanget af en kulstoflagring i sedimenter, både for arealer med vegetation og i nye ålegræsenge. Ændringer i havbundens C pulje i kystnære områder, som følge af ålegræs' biomasseproduktion bør derfor tilgås med en verificeret modeltilgang.

Der er opstillet en C-bindingsmodel for transplanterede ålegræsbede. Med BAT-teknologi, optimale forhold og standardværdier er det beregnet, at nye bede etableret på lavt vand vil opnå en C lagring på 1,7 ton C ha⁻¹ 10 år efter etablering svarende til 6,2 ton CO₂ ha⁻¹. Dette uden en evt. C akkumulering i sedimentet. Efter 10 år forventes ingen yderligere binding i levende og død biomasse. En udvidelse af ålegræsarealet vil medføre en samlet højere tilførsel af biomasse og dermed en generel højere C-mængde i sedimentet. Det er ikke muligt med den nuværende viden at estimere, hvor meget C der lagres i sedimentet som følge af en udvidelse af arealet. Som et forsigtigt skøn er det vurderet, at nye ålegræsbede maksimalt vil kunne øge den samlede mængde C i sedimentet med i alt 1-1,5 ton C ha⁻¹ over en årrække. Denne C-mængde vil findes både inde i arealet og udenfor. I alt vurderes det at en ha plantet ålegræs areal samlet maksimalt vil kunne binde 10-12 ton CO₂. Fordelt over 10 års perioden vil det ca. give 1 ton CO₂ ha⁻¹ år⁻¹.

Det samlede transplanterede areal udgør i øjeblikket < 10 ha ålegræs. Inkludering af dette areal i opgørelsen vil kunne bidrage med ca. 10 ton CO₂ ha⁻¹ år⁻¹. Dette kan sammenlignes med at de årlige danske udledninger i 2022 er beregnet til 42 mio. ton CO₂-ækv. (Nielsen et al., 2024) altså 0,0002 promille. Hertil skal så fratrækkes evt. ødelagte ålegræsbede og andre habitater forstyrrelser i det marine område.

Konklusionen er at der er et begrænset potentiale for at opnå signifikante CO₂-effekter ved udplantning af ålegræs.

I flg. kapitel 1, Figur 1.2, var der i 1901 ca. 6726 km² ålegræs i de danske farvande og i 90'erne en udbredelse på ca. 25 % af niveauet i 1901 (Boström et al., 2003, Mortensen et al., 2004). En mulig tilvækst vil derfor være på 500,000 ha.

Scenarieanalyserne i det overordnede projekt viser, at det potentielle udplantningsareal i scenarie 1 er ca. 230.000 ha og ca. 150,000 ha i scenarie 2. I metodeafsnittet, kapitel 4 er det angivet et gennemsnitligt potentiale i levende og død biomasse på ca. 1,7 ton CO₂-C ha⁻¹. Der er ikke angivet en metode til beregning af kulstofændringer i sedimentet. Det skyldes, at der ikke findes målinger under danske klimaforhold og en ekstrapolation af de få litteraturredata der er fundet, vil medføre en betydelig usikkerhed. Som et estimat for en mulig binding af C i sedimentet, er der dog ud fra ekspertskøn foretaget en korrektion af fundne nedbrydningshastigheder til danske klimaforhold (Q₁₀, Arrhenius). Skønsmæssigt vurderes det at denne er 4-5 gange lavere i Danmark end i Trevathan-Tackett et al. (2020).

Ændringen i det samlede ålegræsareal med én hektar, vil medføre en forskydning af ligevægtpuljen af ålegræs CO₂-C i sedimentet (både inden- og udenfor ålegræsarealet), på samlet 1-1,5 ton CO₂-C.

I Timmermann et al. (2024) er angivet egnede arealer hvor en succesfuld transplantering af ålegræs kan finde sted. Der er udarbejdet to scenarier med hhv. 230,000 ha og 150,000 ha transplanteret ålegræs hvor miljøforholdene kan understøtte vækst af ålegræs.

Tabel 5.1 viser en mulig estimerede CO₂ binding i mio. ton CO₂ ved de forskellige scenarier opdelt på hhv. levende og død biomasse uden inklusion af C i sedimentet samt for to forskellige C lagringer i sedimentet på hhv. 1 ton C ha⁻¹ og 1,5 ton C ha⁻¹. I scenarie 1 med 230,000 ha transplanteret ålegræs vurderes den maksimale CO₂ binding at være knap 3 mio. ton CO₂, i scenarie 2 med 150,000 ha transplanteret ålegræs er den maksimale binding vurderet til 1,7 mio. ton CO₂ og hvis udbredelsen var som i 1901 forventes der at kunne bindes 5-6 mio. ton CO₂ yderligere i det samlede areal. De angivne arealer i scenarie 1 og 2 omfatter arealer ud til dybdegrænsen for vækst af ålegræs og de anvendte parametre i beregningerne er for lavt vand. Derfor må det antages at de beregnede mængder vil være i overkanten af det muligt opnåelige. Tallene kan sammenlignes med at de årlige danske udledninger i 2022 er beregnet til 42 mio. ton CO₂-ækv. år⁻¹ (Nielsen et al., 2024).

Tabel 5.1 Estimeret CO₂ binding ved forskellige scenarier opdelt på hhv. levende og død biomasse uden inkludering af C i sedimentet

		Kun lev. og død biomasse	Lev. og død biomasse plus 1 ton C i sedimentet	Lev. og død biomasse plus 1,5 ton C i sedimentet
	ton C ha ⁻¹	1,7	2,7	3,2
	Ha	Million ton CO ₂		
Scenarie 1, ha	230000	1,4	2,3	2,7
Scenarie 2, ha	150000	0,9	1,5	1,7
Fordums tid, ha	500000	3,1	4,9	5,8

Ud fra gennemgangen i kapitel 3 og 4, konkluderes det, at IPCC's guidelines for danske forhold kraftigt overestimerer betydningen af udplantning af ålegræs' effekt på sedimentets kulstofindhold. Dette gælder også IPCCs guidelines for tidevandsområder.

Langtidslagring af ålegræs, tang og siv, f.eks. opskyllet/høstet biomasse, som anvendes til hustage og som isolering, forventes at kunne indgå i den nationale opgørelse som en midlertidig lagring af CO₂, hvis der kan tilvejebringes nedbrydningsfunktioner for produkterne under de angivne lagringsforhold.

Der findes meget lidt viden om eksisterende områder med tang i de danske farvande. For tangdyrkning (makroalger) vurderes det, at dette ikke direkte har indflydelse på de nationale drivhusgasudledninger. Dyrkning af tang kan dog have en afledt drivhusgaseffekt i andre sektorer, hvor den dyrkede tang anvendes eller langtidslagres.

Hvis Danmark på et tidspunkt beslutter sig for at indregne klimavirkemidler i det akvatiske miljø i det nationale regnskab vil alle private initiativer foretaget inden for den danske økonomiske zone indgå i det nationale regnskab efter gældende regler for det nationale klimaregnskab.

Litteratur

Àgoston-Szabo, E., Dinka, M., Némedi, L. & Horváth, G., 2006: Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake, *Aquatic Botany* 85, pp 309–316, doi:10.1016/j.aquabot.2006.06.005

Arndt, S., Jørgensen, B.B., LaRowe, D.E., Middelburg, J.J., Pancost, R.D. & Regnier, P., 2013: Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: A review and synthesis, *Earth-Science Reviews*, Volume 123, 53–86, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.02.008>.

Asaeda, T & Nam, L.H., 2022: Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis* rhizomes, *Hydrobiologia* 485: 205–208, 2002.

Banke, T.L., Steinfurth, R.C., Lees, M.K., Nielsen, B., Gommesen, M., Petersen, A.H., Kjær, R.A., Jørgensen, T.S., Barnewitz, A., Hansen, F.H., Canal-Vergés, P. & Flindt, M.R., 2024: Marine virkemidler: Aktiv reetablering af ålegræs, Biologisk Institut, Syddansk Universitet, pp 64.

Bartholdy, J. & P. Pheiffer Madsen, 1985: Accumulation of fine-grained material in a Danish tidal area. *Mar. Geol.*, 67: 121–137.

Bostrom, C., Baden, S.P., Krause-Jensen, D., 2003: The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In EP Green, FT Short (eds.) *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley: University of California Press, pp. 27–37

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

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B., 2022: Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund, Teknisk Anvisning, Ver 3.1. Tilgængelig via: https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M18_AalegraesVer3_1.pdf

Bruhn, A., Mouritsen, L.T., Holdt, S.L, Thomsen, M. & Weisbjerg, M.R., 2022: Tang kan bidrage til grønne løsninger. *Aktuel Naturvidenskab*, <https://aktuelnaturvidenskab.dk/find-artikel/nyeste-numre/1-2022/tang-kan-bidrage-til-groenne-loesninger>

By & Havn, 2023: Etablering af ålegræs og en marin havpark, <https://byoghavn.dk/lynetteholm/marin-havpark/>

Campbell, J. & Starko, S., 2020; Allometric models effectively predict *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) fresh weight at local scales. *J. Appl. Phycol.*, 33, 491–500, doi: 10.1007/s10811-020-02315-w

Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Balsby, T.J.S., 2016: Biomass-Cover Relationship for Eelgrass Meadows, *Estuaries and Coasts*, 39:440–450, DOI 10.1007/s12237-015-9995-6

Dahl, K. & Lundsteen, S., 2018: Makroalger og hårbundsfauna på sten- og boblerev, Teknisk anvisning, Aarhus Universitet, https://pure.au.dk/portal/files/121691214/TA_M14_Makroalger_og_bundfauna_p_sten_og_boblerev_ver1.pdf

Dale, A.W., Flury, S., Fossing, H., Regnier, P, Røy, H., Scholze, C & Jørgensen, B.B., 2019: Kinetics of organic carbon mineralization and methane formation in marine sediments (Aarhus Bay, Denmark), *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 252, 1 May 2019, Pages 159-178.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.02.033>

Davies, P., Morvan, C., Sire, O. & Baley, C., 2007: Structure and properties of fibres from sea-grass (*Zostera marina*), *J Mater Sci.*, 42:4850-4857 DOI 10.1007/s10853-006-0546-1

Delgado, M., Cintra-Buenrostro, C.E., & Fierro-Cabo, A., 2017: Decomposition and nitrogen dynamics of turtle grass (*Thalassia testudinum*) in a subtropical estuarine system, *Wetlands Ecol Manage*, 25:667-681, DOI 10.1007/s11273-017-9543-1

DHI, 2024: Marine Virkemidler: Kvantificering af virkemiddeleffekter i danske marine vandområder. Projekt nr. 11827025.

DMI, 2024: Tidevandet i danske farvande, <https://www.dmi.dk/hav-og-is/temaforside-tidevand/tidevandet-i-danske-farvande>

Duarte, C., 1991: Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER.* 77. 289-300. 10.3354/meps077289.

Duarte, C., Merino-Ibarra, M., Agawin, N.S., Uri, J., Fortes, M., Gallegos, M.E., Marba, N. & Hemminga, M., 1998: Root production and belowground seagrass biomass. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER.* 171. 97-108. 10.3354/meps171097.

EU, 2018a: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS FORORDNING (EU) 2018/841 af 30. maj 2018 om medtagelse af drivhusgasemissioner og -optag fra arealanvendelse, ændret arealanvendelse og skovbrug i klima- og energirammen for 2030 og om ændring af forordning (EU) nr. 525/2013 og afgørelse nr. 529/2013/EU. Tilgængelig via: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R0841&from=EN>

EU, 2018b: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS FORORDNING (EU) 2018/1999 af 11. december 2018 om forvaltning af energiunionen og klimaindsatsen, om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 663/2009 og (EF) nr. 715/2009, Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 94/22/EF, 98/70/EF, 2009/31/EF, 2009/73/EF, 2010/31/EU, 2012/27/EU og 2013/30/EU, Rådets direktiv 2009/119/EF og (EU) 2015/652 og om ophævelse af Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 525/2013. Tilgængelig via: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R1999&from=EN>

EU, 2018c: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS FORORDNING (EU) 2018/842 af 30. maj 2018 om bindende årlige reduktioner af drivhusgasemissioner for medlemsstaterne fra 2021 til 2030 som bidrag til klimaindsatsen med henblik på opfyldelse af forpligtelserne i Parisaftalen og om ændring af forordning (EU) nr. 525/2013. Tilgængelig via: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R0842&from=EN>

EU, 2021: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS FORORDNING om fastlæggelse af rammerne for at opnå klimaneutralitet og om ændring af forordning (EF) nr. 401/2009 og (EU) 2018/1999 ("den europæiske klimalov"). Tilgængelig via: <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-27-2021-INIT/da/pdf>

EU, 2022: Inter institutional File: 2021/0201(COD), Fit for 55 package Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council amending Regulations (EU) 2018/841 as regards the scope, simplifying the compliance rules, setting out the targets of the Member States for 2030 and committing to the collective achievement of climate neutrality by 2035 in the land use, forestry and agriculture sector, and (EU) 2018/1999 as regards improvement in monitoring, reporting, tracking of progress and review. Upubliceret.

EU, 2023: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS FORORDNING (EU) 2023/839 af 19. april 2023 om ændring af forordning (EU) 2018/841. Tilgængelig via: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R0839>

EU, 2023: Regulation (EU) 2023/839 of the European Parliament and of the Council of 19 April 2023 amending Regulation (EU) 2018/841 as regards the scope, simplifying the reporting and compliance rules, and setting out the targets of the Member States for 2030, and Regulation (EU) 2018/1999 as regards improvement in monitoring, reporting, tracking of progress and review. Tilgængelig via: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/839/oj>

Fiskeristyrelsen, 2022: Bekendtgørelse om indberetning af oplysninger om dansk akvakultur, <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/2288>

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

Flindt, M.R., Steinfurth, R.C., Banke, T.L., Lees, M.L., Svane, N., & Canal-Vergés, P., 2024: Human Impacts, Environmental Disturbances, and Restoration of Seagrasses. 37 pages. Book chapter in *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, 2nd Edition. Vol. 6. Pages 512-548. Editor Mike Elliott.

Flindt, M.R., Neto, J., Amos, C.L., Pardal, M.A., Bergamasco, A., Pedersen, C.B. & Andersen, F.Ø., 2004: Plant bound nutrient transport. Mass transport in estuaries and lagoons. Chapter 4. 39p. In (Nielsen, Banta & Pedersen (Eds.)): *Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers. The Fate of Nutrient Biomass*. Series: *Aquatic Ecology*, Vol. 2.

Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marba, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J. & Serrano, O., 2012: Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5(7): 505-509.

Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M. & Laursen, J.S., 2004: Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters, *Aquatic Botany* 78, 167–181.

GESAMP, 2019: High level review of a wide range of proposed marine geoen-gineering techniques. In Boyd, P. W. & Vivian, C. M. G. [Eds.] IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEnvironment/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Rep. Stud. GESAMP No. 98, 144 pp.

Gladstone-Gallagher, R.V., Lohrer, A.M., Lundquist, C.J. & Pilditch, C.A., 2016: Effects of Detrital Subsidies on Soft-Sediment Ecosystem Function Are Transient and Source-Dependent. *PLoS ONE* 11(5): e0154790. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154790>

Gomes, D.I., Detmanna, D., Filhoa, S. de C.V., Fukushima, R.S., de Souzaa, M.A., Valentea, T.N.P., Paulinoa, M.F. & de Queiroz, A.C., 2011: Evaluation of lignin contents in tropical forages using different analytical methods and their correlations with degradation of insoluble fiber, *Animal Feed Science and Technology*, Volume 168, Issues 3–4, 22 September 2011, Pages 206–222, doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.05.001

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.), 2021: Marine områder 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 192 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 475. <http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>.

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.), 2024: Marine områder 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 184 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 592. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR592.pdf

Harbo, L.S., Olesen, J.E., Lemming, C., Christensen, B.T. & Elsgaard, L. 2023: Limitations of farm management data in analyses of decadal changes in SOC stocks in the Danish soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 74(3), Artikel e13379. <https://doi.org/10.1111/ejss.13379>

Hasegawa, N., Hori, M. & Mukai, H., 2007: Seasonal shifts in seagrass bed primary producers in a cold-temperate estuary: Dynamics of eelgrass *Zostera marina* and associated epiphytic algae, *Aquatic Botany*, Volume 86,4, pp. 337–345, <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.12.002>

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., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

Jung, S.W. & Choi, C.G. Estimation of Marine Macroalgal Biomass Using a Coverage Analysis. *J. Mar. Sci. Eng.* 2022, 10, 1676.
<https://doi.org/10.3390/jmse10111676>

Jung-Madsen, S., Kongsfelt, I.B., Fredshavn, J.R., Hansen, A.S., Nielsen, V.V., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., Thodsen, H., Hansen, J.W., Høgslund, S., Johansson, L.S., Nielsen, R.D., Holm, T.E., Kjær, C., Ellermann, T., Thorling, L. & Frank-Gopolos, T. 2021: Vandmiljø og Natur 2021: NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Aarhus Universitet, 2023. 72 s. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 532, [https://pure.au.dk/portal/da/publications/vandmiljoe-og-natur-2021\(21cd35c1-d779-47bc-a236-71421e8883d6\).html](https://pure.au.dk/portal/da/publications/vandmiljoe-og-natur-2021(21cd35c1-d779-47bc-a236-71421e8883d6).html).

Jørgensen, B.B., 1978: Comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments II. Calculation from mathematical models, *Geomicrobiol. J.*, 1 (1978), pp. 29-47.

Kenworthy, W.J. & Thayer, G.W. 1984: Production and decomposition of the roots and rhizomes of seagrasses, *Zostera marina* and *Thalassia testudinum*, in temperate and subtropical marine ecosystems. *Bulletin of Marine science*, 35(3): 364-379.

Klimalov, 2020: LOV nr. 965 af 26/06/2020, <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/965>

Klimaskovfonden, 2022: CO₂-optag ved skovrejsning, Baggrund for Klimaskovfondens beregningsmodel, <https://www.klimaskovfonden.dk/sites/default/files/2022-11/CO-optag%20ved%20skovrejsning%20Klimaskovfonden-komprimeret.pdf>

Krause-Jensen, D., Bruhn, A., Dahl, K., Buur, H. & Carstensen, J., 2022: Bundplanter – ålegræs og makroalger” i Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2024. *Marine områder 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 184 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 592. Tilgængelig via: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR592.pdf*

Kristensen, E., Andersen, F.Ø. & Blackburn, T.H., 1992: Effects of benthic macrofauna and temperature on degradation of macroalgal detritus: The fate of organic carbon, *Limnology and Oceanography*, 37.
doi: 10.4319/lo.1992.37.7.1404.

Lange, T., Oncken, N.S., Svane, N., Steinfurth, R.C., Kristensen, E. & Flindt, M.R., 2022: Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 685, 97-109.
<https://doi.org/10.3354/meps13975>

Leiva-Dueñas, C., Graversen, A.E.L., Banta, G.T., Holmer, M., Masque, P., Stæhr, P.A.U. & Krause-Jensen, D., 2023: Capturing of organic carbon and nitrogen in eelgrass sediments of southern Scandinavia, *Limnol. Oceanogr.* 68, 2023, 631–648.

Levin, G. & Gyldenkærne, S. 2022: Estimating Land Use/Land Cover and Changes in Denmark. Technical documentation for the assessment of annual land use/land cover and changes since 2011. Aarhus Universitet, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 39 sider. Teknisk rapport nr. 227. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/TR227.pdf>

Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. & Flessa, H., 2006: Stabilization of Organic Matter in Temperate Soils: Mechanisms and Their Relevance under Different Soil Conditions – a Review. *European Journal of Soil Science*. 57. 426 - 445. 10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x.

Nielsen, M.M., Thomasberger, A.D., Svane, N., Thompson, F. & Hansen, F. T., 2023: Development of new tools for eelgrass monitoring in Natura 2000 areas. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 437-2023.

Nielsen, O.-K., Callisen, L.W. & Gyldenkærne, S., 2022: Konsekvenser ved implementering af forslag til LULUCF regulering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 24 s. – Notat nr. 2022 | 65. Tilgængelig via:

https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_65.pdf

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. 2024: Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. Scientific Report No. 541. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR541.pdf>.

Nielsen, M.M., Thomasberger, A.D., Svane, N., Thompson, F. & Hansen, F.T., 2023: Development of new tools for eelgrass monitoring in Natura 2000 areas. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 437-2023.

Nord-Larsen, T. & V.K. Johannsen, 2016: Danish National Forest Inventory Design and calculations. Tilgængelig via: https://static-curis.ku.dk/portal/files/164970017/Danish_National_Forest_Inventory.pdf

Olesen, B. & Sand-Jensen, K., 1994: Demography of Shallow Eelgrass (*Zostera Marina*) Populations--Shoot Dynamics and Biomass Development, *Journal of Ecology*, Vol. 82, pp. 379-390, <https://doi.org/10.2307/2261305>

Paris-aftalen, 2015: Tilgængelig via: https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf

Pedersen, M.F., Filbee-Dexter, K., Frisk, N.L., Sárossy, Z. & Wernberg, T., 2021: Carbon sequestration potential increased by incomplete anaerobic decomposition of kelp detritus. *Mar Ecol Prog Ser* 660:53-67. <https://doi.org/10.3354/meps13613>

Pejrup, M., Larsen, M. & K. Edelvang, 1997, A fine-grained sediment budget for the Sylt-Romo tidal basin. HELGOLÄNDER MEERESUNTERSUCHUNGEN, Helgoländer Meeresunters. 51,253-268.

Riemann, B., Carstensen, J., Markage, S., Olsen, B.M., Dahl, K., Hansen, J.W., Hasler, B., Zandersen, M., Nielsen, H.Ø., Gislason, H. & Støttrup, J., 2015: Status og muligheder for det danske hav, Rapport til Villum Fonden og Velux Fondens miljøprogram. Tilgængelig via: https://veluxfoundations.dk/sites/default/files/status_og_muligheder_for_det_danske_hav.pdf

Rieper-Kirchner, M., 1989: Microbial Degradation of North Sea Macroalgae: Field and Laboratory Studies, Botanica Marina, vol. 32, no. 3, pp. 241- 252. <https://doi.org/10.1515/botm.1989.32.3.241>

Risgaard-Petersen, N. & Ottosen, L.D.M., 2000: Nitrogen cycling in two temperate *Zostera marina* beds: seasonal variation, Mar Ecol Prog Ser, pp. 93-107. Tilgængelig via: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v198/p93-107/>

Röhr, M.A., Boström, C., Canal-Vergés, P. & Holmer, M., 2016: Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. Biogeosciences, 13, 6139–6153, 2016 www.biogeosciences.net/13/6139/2016/ doi:10.5194/bg-13-6139-2016.

Sand-Jensen, 1975: Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera Marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark, OPHELIA 14: 185-201. Tilgængelig via: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00785236.1975.10422501>

Steinfurth, R., Banke, T.L., Nielsen, N., Gommessen, M. & Flindt, M.R., 2024: Ålegræssets biologiske økosystemtjenester, Litteraturgennemgang af den videnskabelig litteratur, Biologisk Institut, Syddansk Universitet, pp 114.

Svane, N., Lange, T., Egemose, S., Dalby, O., Thomasberger, A. & Flindt, M. R., 2022: Unoccupied Aerial vehicle-assisted monitoring of benthic vegetation in the coastal zone enhances the quality of ecological data. Progress in Physical Geography, 46(2), 2332-249. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.1177/03091333211052005>

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. <https://doi.org/10.11581/dtu.00000330>

Timmermann, K., Christensen, J.P.A. & Erichsen, A., 2020: Referenceværdier og grænseværdier for ålegræsdybdegrænser til brug for vandområdeplanerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. - Videnskabelig rapport nr. 390. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR390.pdf>

Thomson, A.C.G., Kristensen, E., Valdemarsen, T. & Quintana, C.O., 2020: Short-term fate of seagrass and macroalgal detritus in *Arenicola marina* bioturbated sediments. Mar Ecol Prog Ser 639:21-35. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.3354/meps13281>

Trevathan-Tackett, S.M., Macreadie, P.I., Sanderman, J., Baldock, J., Howes, J.M. & Ralph, P.J., 2017: A Global Assessment of the Chemical Recalcitrance of Seagrass Tissues: Implications for Long-Term Carbon Sequestration, *Frontiers in Plant Science*, 8. Tilgængelig via: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2017.00925>

Trevathan-Tackett, S.M., Jeffries, T.C., Macreadie, P.I., Manojlovic, B. & Ralph, P., 2020: Long-term decomposition captures key steps in microbial breakdown of seagrass litter, *Science of the Total Environment* 705 (2020) 135806. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135806>

Valdemarsen, T., Flindt, M.R., Delefosse, M. & Kristensen, E., 2013: Forhindrer fysisk stress genetableringen af ålegræs?, *Vand og Jord* 113, p. 16-20, <http://vand-og-jord.dk/wp-content/uploads/2021/04/vj113-fysiskstress-16.pdf>

Weston, N.B, Vile, M.A, Neubauer, S.C. & Velinsk, D.J., 2010: Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils, *Biogeochemistry* (2011) 102:135-151, DOI 10.1007/s10533-010-9427-4

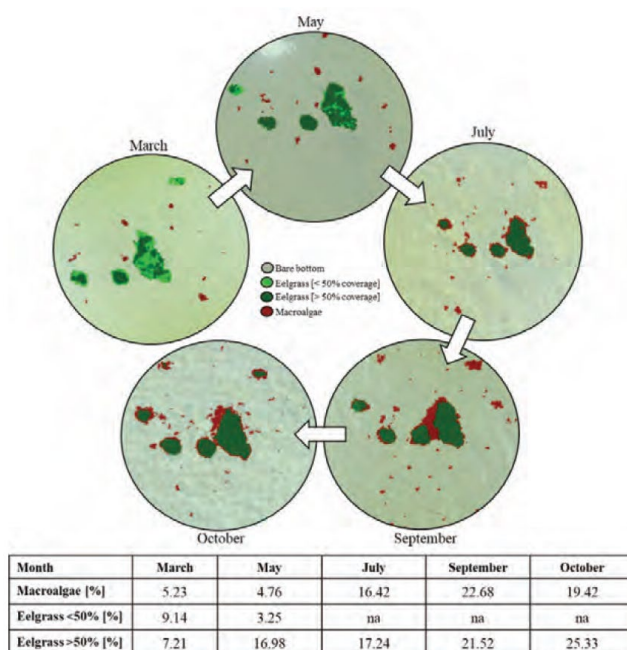
Appendiks

Appendiks 1: Ikke-destruktiv måling af biomasse via luftfoto og undervandsmålinger

Nielsen et al. (2023) analyserede mulighederne for at anvende drone og undervandsteknologier til at bestemme biomassen. I Figur A.1 er vist resultaterne af dronedeflyvninger over Enebærodde i Odense Fjord i 2020. Dronedeflyvningerne viser en meget mindre dækningsgrad i marts-maj måned end i sommer-sensommer, som har afgørende betydning for bestemmelsen af den levende overvintrende biomasse (C_{above}) herunder også anvendelsen af korrektionsfaktoren, $B_{max,corr}$ mellem sensommer og forår. $B_{max,corr}$ er en korrektion for biomassen ved 100 % dækningsgrad og beregnet ud fra Carstensen et al. (2016). $B_{max,corr}$ dækker over en vis variation og kan være større eller mindre end en faktor 2,0. I Nielsen et al. (2023) er forholdet mellem arealet i marts og i september en faktor 3 målt på en enkelt lokation ved Enebærodde i Odense fjord i 2021. Dette er en korrektion for arealdække og uden korrektion for biomasse. Rapporten fra Nielsen et al. (2023) er udarbejdet for at undersøge mulighederne for at anvende nye metoder til at monitorere Natura 2000 områder og ikke en generel kvalificering af metoden.

Det udvalgte område ved Enebærodde kan være udsat for en turbiditet som er større andre områder som gør at plantedækket er mindre her i foråret.

Hvis dette er et generelt fænomen, vil et luftbillede i foråret give et mindre areal end i sommeren. Kombineret med at C_{below} og CDOM er funktioner af C_{above} vil det medføre til en øget usikkerhed i estimaterne. For nuværende er det ikke muligt at udarbejde en konsekvensvurdering af dette. Det anbefales at man ved luftbilledanalyser dannes et overblik over de lokale forhold og ud fra dette anvender et forsigtighedsprincip ved brug af de angivne parametre.



Figur A.1 Dækningsgraden af makroalger og ålegræs hen over året i 2020 på samme lokation i Odense Fjord (Nielsen et al., 2023).

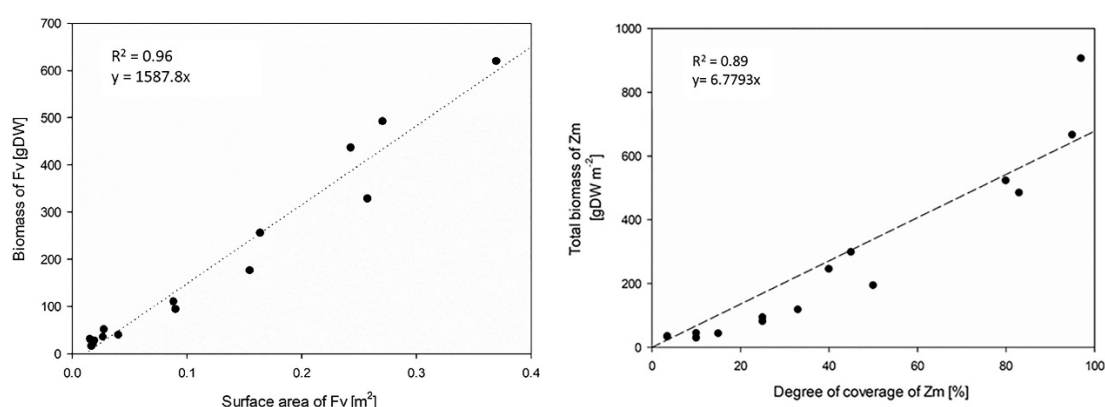
Svane et al. (2022) beregnede under danske forhold relationen mellem total biomasse i ålegræs (*Z. marina*) og blæretang (*F. vesiculosus*) og arealdække i procent, g ts m⁻² %-arealdække⁻¹ ud fra dronelflyvninger foretaget i september 2016, hvor den stedspecifikke biomasse forventes at være størst (Figur A.2). Målingerne viser, at det er muligt at verificere den totale biomasse ud fra monitering fra luften. Artiklen angiver "user og producer accuracy" samt standardafvigelser for dronebillederne og usikkerhedsestimater og konfidensintervaller for biomassefunktionerne.

Ud fra Nielsen et al. (2023) kan det ikke vurderes, om referencemålinger i foråret, hvor biomassen er mindst, vil føre til andre funktionsudtryk end dem, som er opnået i Svane et al. (2022).

For blæretang vurderes det, at den beregnede blæretangsfunktion: $y = 1587,8 \cdot x$ ($R^2 = 0,96$) kan anvendes direkte med lokale målinger i foråret, dog med det forbehold at forårstilstanden er dækkende for funktionen. For andre tangarter bør det undersøges, om blæretangfunktionen kan anvendes.

For ålegræs kan den angivne relation: $y = 6,7793 \cdot x$ ($R^2 = 0,89$) IKKE anvendes, da den omfatter både den levende biomasse over og i sedimentet, og dels fordi målingerne er foretaget i september.

Hvis verificering sker med en ikke-destruktion metode, er der behov for udvikling af en relation, 1) som er udviklet i foråret, hvor der er mindst mulig biomasse over sedimentet, 2) som kun inkluderer biomasse over sedimentet, samt 3) med udarbejdelse af konfidensintervaller.



Figur A.2 Relation mellem total biomasse i blæretang (*F. vesiculosus*, *Fv*) og i ålegræs (*Z. marina*, *Zm*) og arealdække i procent, g ts m⁻² %-arealdække⁻¹ beregnet ud fra dronelflyvninger (Svane et al., 2022). Kun relationen for blæretang bør anvendes, mens der for ålegræs kun bør anvendes funktionen for levende biomasse over sedimentet, se tekst.

Appendiks 2: Definitioner af udledninger under Scope 1, 2 og 3 i Drivhusgasprotokollen

Scope 1: Dækker direkte udledninger fra virksomheden og omfatter blandt andet **mobilt og stationært brændstof** og udledning fra **industrielle processer**. Disse udledninger er relateret til bygninger, køretøjer og stationære motorer, der drives af virksomheden.

Scope 2: Der er tale om indirekte udledninger fra indkøb af energi genereret uden for den indberettende virksomheds drift, såsom **el, varme, kølesystemer med gas og damp**. Det er områder, som virksomheden forbruger og kan kontrollere, men ikke ejer og producerer selv.

Scope 3: Dette omfatter **indirekte udledninger opdelt i 15 kategorier**. Scope 3 vil oftest dække 75-95% af virksomhedens samlede udledninger. De 15 kategorier i scope 3 har til formål at give virksomheder en systematisk ramme til at måle, følge og reducere udledninger på tværs af værdikæden. Kategorierne er opdelt for at udelukke hinanden, hvilket vil sikre, at dobbelttælling af Scope 3-udledninger undgås for hver virksomhed. Scope 3-udledninger er forbundet med både upstream- og downstream-aktiviteter i værdikæden.

Som eksempel på Scope 3 indgår køb af varer og tjenester, herunder indkøb af materialer, som skal indgå i produktionen.

Kilde: Dansk Industri, 2023: <https://www.danskindustri.dk/brancher/di-digital/nyhedsarkiv/nyheder/2022/10/forsta-drivhusgasprotokollen-og-hvordan-du-begynder-at-arbejde-med-scope-3/>

MULIGHEDER OG METODER FOR INDREGNING AF ÅLEGRÆS, TANG OG ANDET MARIN VEGETATION I DEN NATIONALE DRIVHUSGASOPGØRELSE

Rapporten angiver metoder for opgørelsen af drivhusgasser for de marine virkemidler ålegræsudplantning og tangdyrkning og gennemgår de krav der stilles, herunder IPCC guidelines og EU's LULUCF-forordning 2023/839. Det konkluderes at eksisterende ålegræsbestande som ikke undergår ændringer i arealdække og dækningsgrad, ikke har en kontinuert lagring af kulstof (C) i sedimentet, men at disse er i en CO₂-ligevægt. Ændres dette areal i enten nedad- eller opadgående retning vil der ske en ændring i den lagrede CO₂-mængde. Det samme gør sig gældende for tangbestande og tidevandsområder. For transplanterede ålegræsbede er der opstillet en model til beregning af kulstoflagringen i levende og død biomasse. IPCCs guidelines for det Marine område (Coastal Wetlands) angiver parametre for C lagring i sedimentet på Tier 1 niveau. Det er vurderet at disse C lagringsværdier ikke er mulige under danske klimaforhold. EU's LULUCF forordning 2023/839 kræver endvidere at der skal anvendes Tier2 eller højere, hvilket medfører at parametrene i IPCCs guidelines ikke kan anvendes.