

Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper

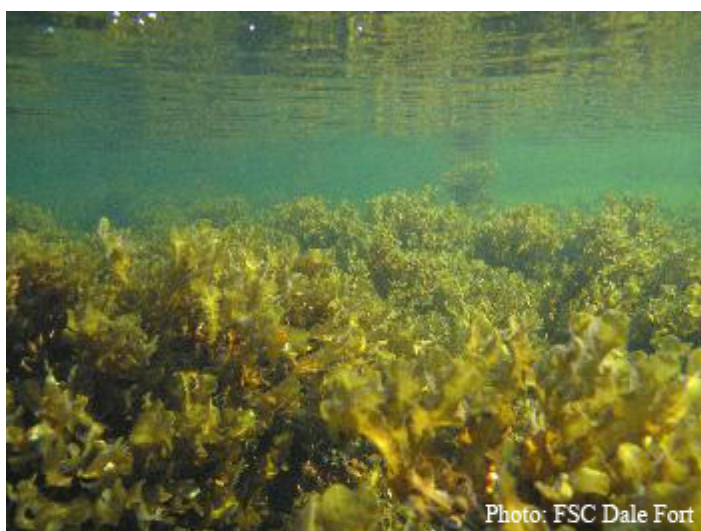


Photo: FSC Dale Fort



Photo: Hartvig Christie, NIVA



Photo: Hartvig Christie, NIVA



Photo: Hartvig Christie, NIVA

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Utredning om CO ₂ -opptak i marine naturtyper	Løpenr. (for bestilling) 6070-2010	Dato 31.01.2011
	Prosjektnr. Undernr. O-10424	Sider Pris 25
Forfatter(e) Hege Gundersen Hartvig C. Christie Heleen de Wit Kjell Magnus Norderhaug Trine Bekkby Mats G. Walday	Fagområde Marine naturtyper, CO ₂ -lagring	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norskekysten	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN)	Oppdragsreferanse Kontrakt nr. 10040103
--	---

Sammendrag

Betydningen av marine naturtyper i å binde og pumpe CO₂ fra atmosfæren og ned i havbunnen langs norskekysten er sannsynligvis stor. Rapporten sammenfatter dagens kunnskap om stående biomasse og potensial for ytterligere binding for sukkertare, stortare, tang og ålegras. Karbon lagres ved deponering av overskuddsproduksjon i sedimentene, og denne mengden kan økes ved potensiell økt utbredelse av tareskog som skyldes tilbakegang av kråkebolleutbredelsen og endrede eutrofi-/klimaforhold. Betydningen av taretråling for CO₂-fangst og utbygging i strandsonen er sannsynligvis liten. Vi presenterer to scenarier for den kvantitative betydningen av sedimentering av partikulært organisk taremateriale, selv om faktiske data om denne potensielt store merverdien i CO₂-regnskapet ikke finnes i dag.

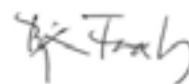
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Marine naturtyper	1. Marine habitats
2. Tareskog	2. Kelp forest
3. Klima	3. Climate
4. CO ₂	4. CO ₂



Hege Gundersen
Prosjektleder



Mats Walday
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper

Forord

Denne rapporten representerer sluttleveranse til Direktoratet for naturforvaltning (DN) i prosjektet "Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper - kontrakt nr 10040103". Deler av denne leveransen ble tidligere (25.11.2010) levert som et innspill til et notat om CO₂-lagring i DN's regi.

Rapporten inneholder estimater på stående areal, biomasse og bundet CO₂ for naturtypene stortare, sukkertare, tang og ålegras. Det er også beregnet estimater for gjenvekst av tareskogen i de tre nordligste fylkene på bakgrunn av en påvist trend i tilbakegang av kråkebollepopulasjonen i Nord-Norge og potensielt forbedrede eutrofi-/klimaforhold i Skagerrak og Nordsjøen. Tabell 1 i denne rapporten sees på som hovedleveransen i prosjektet. Tabellen er også oversendt DN i elektronisk (Excel-)format.

Takk til DN for støtte til prosjektet og til medforfattere for godt samarbeid.

Oslo, 31. januar 2011



Hege Gundersen
Prosjektleder

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Det globale karbonkretsløpet	7
1.2 Nasjonale klimagassutslipp	7
1.3 Klimakvoter	7
1.4 "Blue carbon" – marine økosystemer som CO ₂ -sluk	7
1.5 CO ₂ -opptak/utslipp i marine naturtyper	8
1.5.1 Beregning av CO ₂ -opptak i biomasse og sediment	9
1.6 Marine naturtyper – økologi, utbredelse og potensielle endringsfaktorer	9
1.6.1 Tareskog	9
1.6.2 Tang	11
1.6.3 Ålegras	11
1.7 Prosjektets formål	11
2. Metoder	12
2.1 Geografisk område	12
2.2 Areal- og biomassemodeller	13
2.2.1 Tareskog	13
2.2.2 Tang	14
2.2.3 Ålegras	14
2.3 Karbonlagring i biomasse og sedimentene	14
3. Resultater	16
3.1 Areal og biomasse av marine naturtyper	16
3.1.1 Stående areal og biomasse	16
3.1.2 Potensiell økning i areal og biomasse ved gjenvekst av tareskogen og bedre eutrofierings-/klimaforhold	16
3.1.3 Tid for gjenvekst av potensielt tareskogsareal	19
3.2 Potensiell gevinst fra sedimentering av taremateriale (2 scenarier)	20
4. Diskusjon	21
4.1 Marine naturtypers stående og potensielle areal og biomasse	21
4.2 Lagring av CO ₂ i sedimentene – 2 scenarier	21
4.3 Karbonregnskap i marine vs. terrestre økosystemer	21
4.4 Kunnskapshull og forskningsbehov	22
5. Referanser og relevant litteratur	23

Sammendrag

FN-rapporten 'Blue Carbon' indikerer at betydningen av marine naturtyper i å binde og pumpe CO₂ fra atmosfæren og ned i havbunnen langs norskekysten sannsynligvis er stor. Denne rapporten sammenfatter dagens kunnskap om stående biomasse og potensial for ytterligere binding for viktige norske marine makrofytt samfunn på grunne områder – tareskog, tang og ålegras.

Karbon lagres ved deponering av overskuddsproduksjon i sedimentene, og denne mengden kan økes ved potensiell økt utbredelse av tareskog. Potensialet i økt utbredelse skyldes i hovedsak tilbakegang av kråkebolleutbredelsen og dermed en gjenvekst av stortare- og sukkertareskog i Norskehavet og Barentshavet, samt bedre eutrofi-/klimaforhold og dermed gjenvekst av sukkertareskog i Skagerrak og Nordsjøen. Betydningen av taretråling for CO₂-fangst er liten, dette gjelder sannsynligvis også betydningen av utbygging i strandsonen.

Omløp av biomasse fører til produksjon av partikulært organisk materiale som delvis brukes som energikilde av fauna (sekundærproduksjon) og omsettes til CO₂, og som delvis blir ført til grunt- og dypvannsedimenter. Rapporten presenterer scenarier for den kvantitative betydningen av sedimentering av partikulært organisk taremateriale. Faktiske data om denne potensielt store merverdien i CO₂-regnskapet finnes imidlertid ikke i dag.

Vi har estimert den mulige framtidige utbredelsen av naturtypene ved å se på nåværende endringsfaktorer og trusselbilder, ved bruk av geografiske informasjonssystemer (GIS) og beregnet biomasse ved nåværende areal og maksimal framtidig utbredelse. Vi har også vurdert tidsforløpet for å nå den maksimale utbredelsen, slik at endringene i CO₂-lagrene kan sammenlignes med andre bestanddeler i det nasjonale karbonregnskapet fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Dessuten har vi estimert størrelsen på den årlige deponeringen av biologisk materiale fra naturtypene ved å ta i bruk en modell som beregner akkumulering av karbon i jord.

Det samlede nåværende arealet for de fire naturtypene sukkertare, stortare, tang og ålegras langs norskekysten er beregnet til ca 8000 km² (80 mill. tonn), hvorav tareskog dominerte med 97 % av dette arealet. Samlet tapt areal grunnet kråkebollebeiting og overgroing av trådalger (som sannsynligvis skyldes endrede eutrofi-/klimaforhold) for stortare og sukkertare er beregnet til henholdsvis 2000 km² (20 mill. tonn) og 7800 km² (78 mill. tonn). Dette arealet kan samtidig sees på som en mulig økning dersom de nevnte risikofaktorene opphører. Dersom alle tareskoger gror til vil biomassen øke fra 80 til 178 mill. tonn, noe som vil bety en økning av årlig produksjon på 98 mill. tonn (123 %) per år. Dagens stående biomasse vil binde opp 29 mill. tonn CO₂. Men hvis alle tareskoger vokser til i løpet av 20-40 år vil de binde opp 65 mill. tonn CO₂, altså en gevinst på 36 mill. tonn i CO₂-binding. En slik binding av CO₂ er en engangsforeteelse når havbunnen vokser til med tareskog.

I et konservativt og et moderat scenario for potensiell gevinst fra sedimentering av taremateriale vil henholdsvis 0,9 og 2,3 mill. tonn lagres i sedimentene hvert år med den produksjonen vi har i dag. Disse tallene vil øke med oppimot henholdsvis 1,1 og 2,9 mill. tonn CO₂ per år dersom tareskogene gror til. Dersom tareskogene hadde vært intakte, hadde det gjennom de siste 40 år blitt lagret rundt 150 mill. tonn CO₂ mer i havet (pga den større mengden stående tareskog og 8 % akkumulering av årlig produksjon).

Beregningene av stående areal og biomasse er basert på statistiske modeller, økologisk kunnskap og data om primær- og sekundærproduksjon. Det store potensialet for binding av CO₂ i den stående biomassen av den tareskogen som har forsvunnet i Skagerrak, Nordsjøen og fra de tre nordligste fylkene er derfor godt fundert. Vi mangler imidlertid data på hvor stor del av den eksporterte biomassen som akkumulerer og begraves og hvor mye som omsettes og frigjøres på nytt som CO₂. Beregningsgrunnlaget som er brukt i rapporten er sannsynligvis konservativt, men konklusjonene tyder likevel på at makrofytt samfunn har en viktig funksjon i å "pumpe" CO₂ fra atmosfæren og ned i havbunnen. Den estimerte maksimale deponeringen, gitt de nevnte usikkerhetene, er i størrelsesordenen til årlig lagring av karbon i skogsjord, slik det framkommer av rapporter om karbonregnskap fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif).

Summary

Title: CO₂ uptake in marine habitats – an investigation

Year: 2010

Authors: Hege Gundersen, Hartvig C. Christie, Heleen de Wit, Kjell Magnus Norderhaug, Trine Bekkby, Mats G. Walday

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5805-9

The UN report 'Blue Carbon' emphasise the importance of CO₂ binding in marine habitats. This report summarize today's knowledge of standing biomass and the potential for further binding of important Norwegian marine macrophyte communities – kelp forest (*Laminaria hyperborea* and *Saccharina latissima*), seaweed and eelgrass.

Carbon can be stored in these habitats as a result of increased area distribution and by deposition of surplus production in the sediments. The potential of increased distribution is due to withdrawal of green sea urchins and thereby a regrowth of kelp forest in the Norwegian Sea and Barents Sea, in addition to improved eutrophication and climatic conditions and thereby regrowth of *S. latissima* in Skagerrak and the North Sea. The importance of kelp trawling and human constructions in the seashore is probably of less importance.

Biomass turnover leads to production of particulate organic material (POM) that is partially used by secondary producers and converted to CO₂, and partially transported towards shallow and deep water sediments. The report presents scenarios for the quantitative importance of sedimentation of POM from kelp. Data on this potential profit in the CO₂ calculations does not exist today.

We have estimated the potential future distribution of the habitat types by evaluating different threat factors, by the use of Geographical Information Systems (GIS) and estimated biomass of existing areas and maximum future distribution. We have also considered the length of time to reach the maximum distribution, to be able to compare the results with carbon estimates from the Norwegian Climate and Pollution Agency (Klif). In addition, we have estimated the size of yearly deposition of biological material from the habitat types by using an accumulation model for carbon in soil.

The total existing area for the four habitat types *L. hyperborea*, *S. latissima*, seaweed and eelgrass along the Norwegian coast is estimated to 8000 km² (80 mill. tons), of which kelp forest dominated with 97% of this area. Total area loss due to sea urchins and fouling by filamentous algae (probably due to changed eutrophication and climatic conditions) for *L. hyperborea* and *S. latissima* is estimated as 2000 km² (20 mill. tons) and 7800 km² (78 mill. tons), respectively. This area can also be interpreted as a potential increase if the threat factors disappear. If all kelp forest fully recovers, the biomass will increase from 80 to 178 mill. tons. This means an increase in yearly production of 98 mill. tons (123%) per year. Today's standing biomass will bind up to 29 mill. tons CO₂. But if all kelp forest recovers during the next 20-40 year that will bind up 65 mill. tons CO₂, i.e. a gain of 36 mill. tons bound CO₂. This will be a one-time happening when the sea floor regrows with kelp forest.

A conservative and a moderate scenario for potential gain from sedimentation of kelp material shows that 0.9 and 2.3 mill. tons will be deposited every year, respectively, assuming today's production. These numbers will increase by 1.1 and 2.9 mill. tons CO₂ per year, respectively, if the kelp forests grows back. An intact kelp forest would have, through the last 40 years, stored about 150 mill. tons CO₂ more in the oceans (due to increased amounts of standing kelp forest and 8% accumulation of yearly production).

The calculations of standing area and biomass are based on statistical models, ecological knowledge and data on primary- and secondary production. The large potential of binding of CO₂ of disappeared kelp forest in Skagerrak, North Sea and from the three northernmost counties is therefore well justified. However, we lack data on the proportion of the exported biomass that accumulates and are buried and how much that are disposed and again released as CO₂. The calculations presented in this report are probably conservative, but the conclusions indicates nevertheless that macrophytic communities has an important function in "pumping" atmospheric CO₂ down to the sea floor. The estimated maximum deposition, given the mentioned uncertainties, is in the order of magnitude of yearly storage of carbon in forest soil, as reported by Klif.

1. Innledning

1.1 Det globale karbonkretsløpet

Før den industrielle revolusjonen ble karbondioksid (CO₂) i atmosfæren regulert av naturlige prosesser. For 200 år siden utgjorde CO₂ ca 0,028 volumprosent av luften, mens i dag er konsentrasjonen steget til 0,038 % på grunn av menneskelig aktivitet. Antropogene utslipp av klimagasser til atmosfæren, spesielt CO₂, er mye større enn opptak av CO₂ på land og i hav. Globalt sett tar terrestre økosystemer og havet opp henholdsvis 29 og 28 % av alle klimagasser som slippes ut (fra industri, fossilt brensel, etc.) til atmosfæren (Canadell m.fl. 2007). Altså er land og hav buffere som motvirker noe av økningen av klimagasskonsentrasjoner i atmosfæren, men ikke nok til å hindre en global klimaendring. Gjennomsnittlige karbon(C)-utslipp fra fossilt brensel i perioden 2000-2006 var 7,6 Pg C/år (tilsvarer 28 x 10⁹ tonn CO₂).

1.2 Nasjonale klimagassutslipp

Norge rapporterer et årlig regnskap for klimagassutslipp, som følger internasjonale retningslinjer for rapportering (Klif 2010). Det totale utslippet i 2008 var beregnet til 53,7 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. CO₂ utgjør 80 % av alle utslipp, mens metan (CH₄) og dinitrogenoksid (lystgass/N₂O) står for henholdsvis 8 og 9 %. I følge Kyotoprotokollen (Oberthür og Ott 1999) kan også endringer i CO₂-opptak i LULUCF (Land-Use, Land-Use Change and Forestry, SFT 2007)-sektoren, altså den som omfatter arealbruk, arealbruksendringer og skogbruk, inkluderes i regnskapet. Skog er viktigst i LULUCF-sektorene i Norge, og opptak av CO₂ i skog var på 31,1 millioner tonn CO₂ i 2008. Andre LULUCF-sektorer bidro til sammen med et utslipp på 2,5 millioner tonn CO₂, slik at utslippet til sammen ble på 28,6 millioner tonn CO₂ for LULUCF sektoren (Klif 2010). Norge har mål om å redusere nasjonale klimagassutslipp med 15-17 millioner tonn CO₂-ekvivalenter innen 2020 (SFT 2009). Kyotoprotokollen har ikke åpnet for at CO₂-opptak i havområder kan inkluderes i nasjonale regnskap for klimagassutslipp.

1.3 Klimakvoter

Klimakvoter er betegnelsen på fritt omsettelige tillatelser til utslipp av klimagasser. Én kvote tilsvarer utslipp av ett tonn CO₂. Det er kun industrielle bransjer som er omfattet av kvotesystemet. Kvoter omsettes i et marked og har en pris. Kvotehandling skal bidra til at forpliktelser til reduserte klimagassutslipp kan møtes ved å kjøpe utslipptillatelser av andre bedrifter og i andre land. Det finnes ulike typer kvoter, blant annet såkalte "assigned amount units" (AAU), det vil si kvoter med tillatt utslipp av CO₂, og "removal units" (RMU), som betyr kvoter fra skogprosjekter i industrielle land, hvor CO₂ er tatt vekk fra atmosfæren via skogens vekst. Prisen på kvoter bestemmes av tilbud og etterspørsel, økonomisk vekst og energiforbruk (Klif 2010). SFT (2009) viser foreslåtte scenarier for utvikling av priser for CO₂-kvoter frem mot 2020, disse varierer mellom 16 og 60 euro/tonn. Ved å bruke en kvotepris for ett tonn CO₂ er det mulig å sette en pris på den økonomiske verdien for opptak av CO₂. Det er imidlertid viktig å huske at ikke alle CO₂-opptak kan kjøpes eller selges på et marked.

1.4 "Blue carbon" – marine økosystemer som CO₂-sluk

FN-rapporten "Blue carbon" (Nellemann m.fl. 2009) fokuserer på betydningen av vegetasjon på grunt vann i å binde CO₂. Dette skjer delvis ved den CO₂ som bindes i den stående biomassen, og delvis fordi deler av planteproduksjonen fragmenteres, begraves og dermed lagres i sedimentet. Sjøgress og tang fragmenterer på grunn av slitasje (Nellemann m.fl. 2009) og tare på grunn av slitasje og fordi tareplanten kaster bladet hvert år (Christie m.fl. 2003). En del av dette materialet spises av sekundærprodusenter (Fredriksen 2003, Norderhaug m.fl. 2003) og noe blir brutt ned mikrobielt (Hedges og Keil 1995). I ålegras (*Zostera* spp.)-enger, som er den mest dominerende gruppen av sjøgress i Norge, begraves en del av primærproduksjonen på stedet. Tang og tareskogsamfunn finnes

på hard transportbunn, slik at overskuddsproduksjonen eksporteres ut av systemet og mye akkumulerer på sedimentasjonsbunn (Vetter 1995). Slike akkumulasjonsområder kan huse store tettheter av krepsdyr som livnærer seg på algematerialet. Det som ikke spises eller brytes ned av mikrober, blir deponert. Alt som spises eller blir brutt ned mikrobielt i vegetasjonsområder eller i akkumulasjonsområder frigjøres igjen som CO₂, mens det som blir deponert fjernes fra karbonkretsløpet (Nellemann m.fl. 2009). Vegetasjon på grunt vann fungerer dermed som en "CO₂-pumpe" som hvert år fjerner en ukjent mengde CO₂ fra karbonkretsløpet ved å begrave det i sedimentet. Utbredelsen av slik gruntvanns-vegetasjon utgjør bare 0,05 % av vegetasjonen på land. Men siden tang-, tareskog og ålegrasenger er blant klodens mest produktive økosystemer omsettes likevel nesten like mye CO₂ årlig som vegetasjon på land (Bouillon m.fl. 2008, Houghton 2007). Samtidig vet vi at arealet på gruntvannsvegetasjon reduseres raskt globalt, opp til fire ganger raskere enn regnskog (Duarte m.fl. 2008, Duarte 2009).

I Norge har store områder tareskog blitt beitet bort av kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) langs kysten av Midt-Norge og Nord-Norge (Norderhaug og Christie 2009) og henholdsvis 80 og 40 % av sukkertare (*Saccharina latissima*)-skogene har forsvunnet langs kysten av Skagerrak og Vestlandet (Moy m.fl. 2008). Likevel har betydningen av marine plantesamfunn i karbonkretsløpet blitt ignorert globalt (Nellemann m.fl. 2009) og heller ikke så langt vært vurdert i Norge.

1.5 CO₂-opptak/utslipp i marine naturtyper

Binding eller frigjøring av karbon fra marine naturtyper kan ha stor betydning for den totale karbon- og klimagassbalansen. I Norge er det først og fremst stortare (*Laminaria hyperborea*)-skog og sukkertareskog som er av betydning i CO₂-sammenheng, da disse artene dekker store arealer og har svært høy produksjon. Dessuten er tareskogen redusert som følge av beiting av kråkeboller i Nord-Norge og sukkertaren er påvirket av eutrofi og klima (og mulig andre faktorer) i Sør-Norge. Vi har derfor valgt å gjøre våre CO₂-beregninger på disse naturtypene. I tillegg har vi valgt å inkludere tangsamfunn og ålegras siden vi har en god del kunnskap for å kunne beregne disse naturtypenes produksjon og utbredelsesområde, selv om de på langt nær har den samme arealmessige betydningen som tareskogen.

For hver av de fire naturtypene, stortare, sukkertare, tang og ålegras har vi estimert nåværende areal og maksimal utbredelse. Maksimalutbredelse er beregnet basert på antagelsen om at ulike trusselfaktorer og menneskelige inngrep som har redusert utbredelsen av stortare (i.e. kråkebollebeiting i Nord-Norge) og sukkertare (i.e. kråkebollebeiting i Nord-Norge og eutrofi- og klimaeffekter i Sør-Norge) har blitt borte i framtiden. Hvorvidt denne antagelsen er realistisk vil bli diskutert senere. Vi har valgt å se på forskjellen mellom det nåværende areal og maksimalutbredelse, siden dette samtidig gir oss et estimat på hvor stort CO₂-tapet har vært på grunn av redusert arealutbredelse og hvor stor gevinsten kan være dersom man setter i verk forbedringstiltak. Altså har vi ikke vurdert eventuelle forverrede forhold og eventuelt en ytterligere reduksjon i arealutbredelse, selv om dette også er et mulig scenario.

Vi har også estimert tidsrommet for gjenvekst av tareskogen i Nord-Norge, basert på en påvist trend (Norderhaug og Christie 2009) i tilbakegang av kråkebollepopulasjonen og økt tilvekst av tareskog fra Nord-Trøndelag og nordover. Estimering av tidsrommet for gjenvekst er nødvendig for å kunne sammenligne opptaket av CO₂ i marine naturtyper med det nasjonale klimagassregnskapet (Klif 2010).

Der kunnskap mangler, eller er usikker, har vi vært nødt til å basere regnskapene våre på ekspertvurderinger. Videre har vi vurdert de ulike naturtypenes sårbarhet for menneskelige inngrep som taretråling, utbygging av kystsonen og andre utviklingstrender. Andre mulige påvirkningsfaktorer er diskutert, men ikke inkludert i CO₂-regnskapet, da disse enten er svært usikre eller av så liten arealmessig betydning at det ikke vil ha noen reell innvirkning i CO₂-sammenheng.

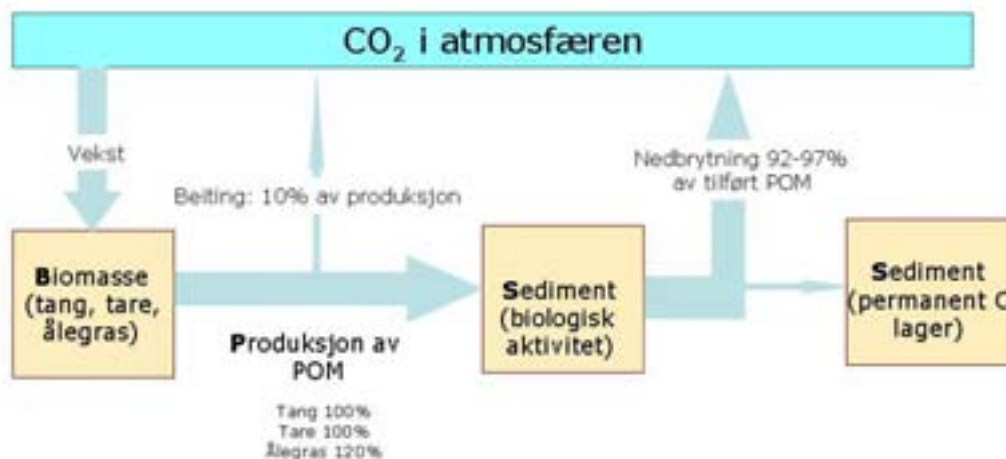
Basert på arealberegningene og kunnskap om biomasse og tetthet for de ulike naturtypene har vi estimert total biomasse, både stående og ved maksimal utbredelse. Litteraturen viser at tang og tare produserer årlig ca 100 % av sin biomasse. For ålegras, som er like produktiv men har lavere biomasse, har vi satt en årlig produksjon på 120 % av biomasse. Blader av stortare og sukkertare slites

av og kastes av plantene, og slik produseres partikulært organisk materiale (POM, **Figur 1**). Av denne POM-produksjonen blir ca 10 % brukt som energikilde av krepsdyr og annen fauna (Norderhaug og Christie, submitted) og omdannet til CO₂. Deretter blir 90 % av den opprinnelige POM-produksjonen igjen til potensiell lagring i sedimentene (**Figur 1**).

Lagring av karbon i marine sedimenter er vanskelig å estimere på grunn av stor usikkerhet rundt skjebnen til det deponerte/partikulære organiske materialet (POM). Andelen av POM som blir brutt ned og hva som blir mer eller mindre permanent lagret er høyst usikkert. Det finnes ingen studier på slike estimater i marine økosystem, og heller ikke litteratur fra andre økosystemer som lett kan overføres til de marine naturtypene. Vi har derfor anvendt en metode som brukes i Norges karbonregnskap for skog (LULUCF-sektoren under Kyotoprotokollen, Oberthür og Ott 1999), og tilpasset noen parametre basert på en ekspertvurdering.

1.5.1 Beregning av CO₂-opptak i biomasse og sediment

Metoden som brukes i Norges karbonregnskap for skog følger i prinsippet det samme enkle skjemaet for beregning av biomasse, strøfall (POM) og akkumulering i jord som er vist i **Figur 1**. Sediment med biologisk aktivitet tilsvarer her strøsjiktet i skogsjord, og sediment med permanent karbonlager tilsvarer mineraljord. Metoden inkluderer en modell, den såkalte Yassomodellen (Liski m.fl. 2005), som beskriver akkumulering av karbon i skogsjord som en balanse mellom tilførsel og nedbryting av organisk materiale ved å ta hensyn til kjemisk sammensetning og temperatur. Yassomodellen er brukt for norsk skog (De Wit m.fl. 2006). Modellen inkorporerer en prosessforståelse av oppbygging av organisk materiale i jord, og vi antar her at dynamikken for akkumulering av organisk materiale i marine sedimenter er grunnleggende lik prosessene i skogsjord. Dette er en antagelse vi ikke kan bekrefte med uavhengig datamateriale, men vi anser det som en bedre tilnærming enn kun å bruke ekspertvurdering. Basert på Yassomodellen estimeres det en nedbryting av POM-tilførsel på mellom 92 og 97 %, og altså en økning av karbonlageret i sedimentene med mellom 3 og 8 % årlig. For en mer utfyllende beskrivelse henvises til kapittel 2.



Figur 1. Enkel oversikt av modellen som er brukt til beregning av CO₂-opptak i biomasse og sediment. Boksene viser lagre av karbon, mens pilene viser flukser av karbon, det vil si overganger fra den ene tilstanden til den andre.

1.6 Marine naturtyper – økologi, utbredelse og potensielle endringsfaktorer

1.6.1 Tareskog

Basert på studier av utbredelse og gjenvekst av tareskog (se f.eks. Norderhaug og Christie 2009) vet vi mye om de generelle vekstvilkårene for tareskog. Generelt finner vi tareskog på grunne (ned til ca 25 m) hardbunnsområder. Sukkertare dominerer i områder med lav bølgeeksponering, gjerne inne i fjorder og vikar, mens stortare dominerer i middels til høyt eksponerte områder lenger ut mot havet.

Utbredelsen til stortareskogene er ganske godt kartlagt og modellert, mens kartlegging av områder med potensiell sukkertareskog har vært dårligere og derfor blir grunnlaget for modellene dårligere og usikkerheten større.

Den største og viktigste trussel-/endringsfaktoren for tareskogen er den grønne kråkebollen som har medført nedbeiting av store arealer tareskog fra Nord-Møre og helt nord til og med Finnmark de siste 40 år. Dette fenomenet er rapportert som et nærmest sammenhengende nedbeitet belte på indre og moderat bølgeeksponerte kyststrøk, mens tareskogene fortsatt har dominert på den ytterste og mest bølgeeksponerte delen av kysten (se f.eks. Sivertsen 1997a, 1997b, 2006; Sakshaug og Sjøtun 2002; Norderhaug og Christie 2009). Senere undersøkelser utført siden 1990 av Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har vist at den sørlige grensen for nedbeiting har forskjøvet seg gradvis nordover (se Norderhaug og Christie 2009 for oversikt over dette). Årsaken til denne utviklingen er ikke dokumentert, men det er nærliggende å foreslå klimaendringer, med en økning av sjøtemperatur, som årsak til at kaldtvannsarter som den grønne kråkebolla forskyver sin utbredelsesgrense mot nord. Det kan imidlertid ikke utelukkes at andre forhold spiller inn. Blant annet har overfiske og klimatiske endringer ført til endringer i sammensetning av predatorer (torskebestanden har gått tilbake, mens mengden krabbe har økt) som kan bidra til å regulere forekomster av kråkeboller (Rinde m.fl. 2010). Denne gjenveksten er til dels flekkvis, tilsynelatende mer innover i beskyttede strøk. I og med at det er gjort lite kartlegging i mindre beskyttede kyst og fjordområder er det større usikkerhet knyttet til arealer for nedbeiting og gjenvekst av sukkertare enn for stortare.

En annen trussel for sukkertare og annen større undervannsvegetasjon er konkurranse med - og overgroing av trådformete alger på beskyttede hardbunnslokaliteter på Skagerrakkysten og Vestlandet opp til og med Møre-kysten. Moy m.fl. (2008) har funnet at sukkertare har forsvunnet på ca 80 % av stasjonene på Skagerrakkysten og ca 40 % av stasjonene undersøkt på Vestlandet. Bekkby og Moy (innsendt) har modellert arealet for hvor dette har funnet sted for Oslofjord- og Skagerrakkysten ned til Lillesand kommune. Deres analyser viser at sukkertaren har forsvunnet i beskyttede områder med gode lysforhold (dvs der forholdene for vekst av trådformete alger er gode). I og med at gode romlige modeller for hvor sukkertare fortsatt finnes og hvor den er forsvunnet mangler på nasjonalt nivå, har vi brukt de nevnte tallene som andel forsvunnet fra potensielle egnede områder for sukkertare. Sukkertaren er erstattet av matter med tynne trådformete alger med mye mindre biomasse. Disse algene opptrer kun i sommerhalvåret, og vi har ikke tatt disse med i våre kalkulasjoner siden de er kortlevde og ikke binder opp karbon på samme måte som de permanent stående tareskogene.

Et inngrep i stortareskoger fra Rogaland til Trøndelag er taretråling. Årlig tråles det ca 170 000 tonn tare i dette området, og Rinde m.fl. (2006a) har beregnet at biomassen vokser tilbake til maksimum nivå på tre år. Over en treårsperiode vil disse områdene være karbonnøytrale, men ut fra gjenvekstdata presentert i Rinde m.fl. (2006a) kan vi beregne at det under konstant årlig tråling vil være en redusert biomasse på 25 % i tråleområdene, det vil si ca 40 000 tonn våtvekt tare, eller ca 16 000 tonn CO₂. Dette er lave verdier sammenliknet med totaltall for tareskogene, som har biomasse på flere millioner tonn. Tareindustrien deponerer tarerester i sjøresipienten og dette blir lagret i sedimentene. Dette vil bety lagring av karbon og CO₂. Selv om det ikke er beregnet hvor mye, kan vi anta at dette betyr lite.

Ut fra den kunnskapen vi har i dag er bortfallet av sukkertare mest sannsynlig knyttet til eutrofi og klimaendringer (Syvertsen m.fl. 2009). Økende sjøtemperatur og tilførsler av næringssalter og partikler er sannsynlige årsaker til at sukkertaren har forsvunnet og ennå ikke har kommet tilbake. Dette er blant konklusjonene i sluttrapporten fra det tverrinstitusjonelle Sukkertareprosjektet (Moy m.fl. 2008). Klimaendringer fører ikke bare til at temperaturen øker. Klimamodeller predikerer også våtere klima, som tilfellet var vinteren 2008 (Norderhaug m.fl. 2009). Da førte smelteperioder tidlig på året til avrenning fra land og tilførsler av partikler og næringsalter i perioder som normalt er tørre og kalde. Dette kan påvirke rekrutteringen av sukkertare negativt. Syvertsen m.fl. (2009) uttrykte også bekymring for at kystfiskbestander, f.eks. kysttorsk (*Gadus morhua*), har blitt reduserte. At de store rovfiskene forsvinner kan føre til dominoeffekter i næringskjeden som øker effektene av eutrofi (Moksnes m.fl. 2008).

1.6.2 Tang

Tang lever i tidevannssonen, dvs. kystlinjen \pm tidevannsforskjellen (fra supralittoral til sublittoral sone), på hardbunnsområder og på løse steiner. Blæretang (*Fucus vesiculosus*), sagtang (*Fucus serratus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) er eksempler på vanlige tangarter i Norge. Tang er mest vanlig ved lav til middels bølgeeksponering og blir ofte erstattet av småvokste alger og filtrerende dyr ute i høyt eksponerte områder. Forekomstene er således avhengig av tidevannsforskjeller og eksponering, og særlig der strandsonen er flat eller slak vil man få store tangforekomster.

Det er utført overvåking og noe kartlegging i tangsonen, men det er aldri foretatt kartlegging for å skaffe grunnlag til romlige modeller av tangforekomster. Tangsonen kan reduseres ved utbygging i strandsonen og noen steder ved tangskjæring, men for øvrig er tangplantene robuste og tåler de store påkjenningene de blir utsatt for i tidevannssonen.

I likhet med tareskog kan andre algesamfunn som tang påvirkes negativt av eutrofi og eutrofilignende effekter som følge av klimaendringer. En annen trussel er tap av habitater på grunn av utbygging. Tap av habitater er ansett som den største trusselen mot arter på land (Kålås m.fl. 2010). Utbyggingen av strandsonen er spesielt stor. Det er foretatt enkle beregninger som tyder på at kun en liten del av forekomstene er forsvunnet på grunn av utbygging i grunne områder, men resultatene viser også at det mangler vesentlig kunnskap for å gjøre gode beregninger.

1.6.3 Ålegras

Ålegras vokser på sand eller mudderbunn i beskyttede og middels eksponerte, grunne (mest mellom 0 og 10 m dyp) og svakt skrånende områder langs hele norskekysten. Ålegrasengene finnes ofte flekkvis og dekker, i motsetning til tare, ikke hele det mulig tilgjengelige bunnsstratet. Arealet av ålegrasforekomster er derfor vanskelig å beregne, men en økende aktivitet på kartlegging (f.eks. gjennom Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av marint biologisk mangfold) gjør oss i stand til å komme med forbedrede estimater på forekomst av ålegras i ulike regioner langs kysten.

Ålegrasets utbredelse kan trues av en rekke faktorer. Det er særlig fokus på utbyggingen av kystsonen med båthavner og mudring. Det finnes ikke gode overvåkningsdata på endringer i utbredelse over tid for ålegras, men studier fra strandnottrekk (f.eks. Johannessen og Sollie 1994) og forsiktige beregninger (upubliserte data til Artsdatabankens arbeid med rødliste for naturtyper) tyder likevel på at det ikke er noen stor, systematisk reduksjon av ålegrasvegetasjon i Skagerrak. Vi mangler imidlertid data og verktøy for å gi en sikker vurdering av effekten av utbygging i sjø på habitater i grunne områder. Også eutrofiering og overgroing av trådformete alger har vært en viktig faktor i andre land mer enn i Norge. Konkurransen fra introduserte arter, beiting (blant annet av svaner) og sykdom (forårsaket av en slimopp) er andre aktuelle faktorer som kan redusere ålegrasengene.

1.7 Prosjektets formål

Formålet med dette prosjektet er å utrede CO₂-opptak i marine naturtyper. Rapporten inneholder beskrivelse av kunnskapsstatus for:

- Ulike norske marine naturtyper og økosystemers (tareskog, tang og ålegrasenger) opptak/utslipp og lagring av CO₂
- Deres innbyrdes betydning for karbonlagring
- Deres sårbarhet for menneskelig aktivitet
- Estimerte tap av CO₂-binding som følge av taretråling, sukkertaredød og kråkebollebeiting.

Arbeidet gjelder kun de bentiske naturtypene/økosystemene: tareskog, tang og ålegrasenger. Andre samfunn, som f.eks. planteplankton, er altså ikke inkludert. Andre klimagasser enn CO₂ vil heller ikke bli beregnet, av den grunn at NIVA ikke har kompetanse på prosessforståelse på dette nivået for disse naturtypene. Vi kjenner heller ikke til andre forskningsmiljøer som har kompetanse på dette feltet.

2. Metoder

Arbeidet med denne studien har bestått i GIS-arbeid for arealberegninger og kalkulasjoner av biomasse og CO₂-regnskap for de gitte naturtypene. NIVA hadde allerede eksisterende modeller på tareskog- (se for eksempel Bekkby m.fl. 2009) og ålegrasutbredelse (Bekkby m.fl. 2008, Rinde m.fl. 2004, 2006b) for hele norskekysten. Disse er blitt brukt i beregningen av arealer i dette prosjektet. Modellen for tangsamfunn er derimot utarbeidet spesielt for dette prosjektet basert på eksisterende kunnskap om ulike fjæresonesystemer.

2.1 Geografisk område

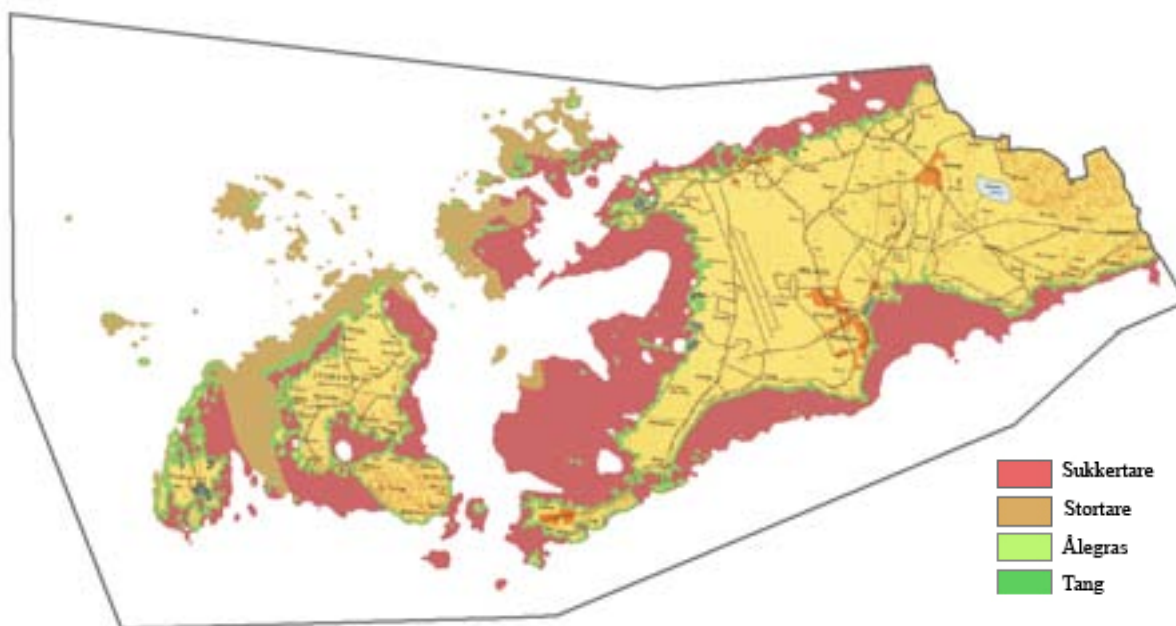
Arealberegningene er gjort for hele Norskekysten, men siden utbredelsesforhold og utviklingstrender varierer mellom ulike deler av Norskekysten, er beregningene inndelt i følgende regioner; Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet (Sør-Trøndelag og sørover), Norskehavet (Nord-Trøndelag og nordover) og Barentshavet (Figur 2).



Figur 2. Kart over de fire økoregionene; Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Norskehavet er dessuten delt inn i en sørlig del (Sør-Trøndelag og sørover) og en nordlig del (Nord-Trøndelag og nordover). Arealberegningene er gjort separat for hver av økoregionene på grunn av ulike utbredelsesforhold og utviklingstrender i de ulike områdene.

2.2 Areal- og biomassemodeller

Siden Norges kystområder dekker store arealer og kystlinjen tilsvarer lengden to ganger rundt ekvator, er det vanskelig å gjøre målinger og undersøkelser som dekker alle deler av kysten. Imidlertid finnes det metoder og modellverktøy som kan beregne arealer og utbredelse basert på tilgjengelig digitale kartdata, miljødata og registreringer av ulike naturtyper. Slike modeller for utbredelse av arter og naturtyper vil være forbundet med usikkerheter, og modellenes prediksjonsevne (kvaliteten til modellene) vil være avhengige av hvor gode data man har tilgjengelig. Vi har brukt såkalt regelbasert modellering for å predikere utbredelsen av de ulike naturtypene. Et eksempel på hvordan et slikt arealkart vil se ut er gitt i **Figur 3**, eksemplifisert for Ørland kommune. Alle GIS-analyser er utført i ArcView 9.3 og matematiske beregninger er gjort i Microsoft Excel 2003.



Figur 3. Kart som viser beregnet utbredelse av sukkertare, stortare, ålegras og tang. Ørland kommune er her valgt som eksempel. Ålegras er ikke synlig på kartet da den beregnede utbredelsen er begrenset i denne kommunen.

2.2.1 Tareskog

Regelbasert modellering ble brukt for å predikere områder med tareskog som vi antar i dag er ubeitete av kråkeboller (Gundersen m.fl. 2010) og upåvirket av eutrofiering. På samme måte har vi predikert områder som vi antar er potensielle områder for tareskog, men som i dag er nedbeitete av kråkeboller og tapt på grunn av eutrofieringsliknende effekter. Modellene er godt dokumentert og begrunnet i Rinde m.fl. (2006b) og Gundersen m.fl. (2010) og baserer seg på dybde og bølgeeksponering (swm).

For Barentshavet og Norskehavet (nordlig del) brukte vi følgende kriterier for estimering av størrelsen på arealet av henholdsvis eksisterende og potensiell utbredelse av stortare og sukkertare:

- Eksisterende stortare: $swm > 500000$; $-25m \geq dybde \geq 0 m$
- Potensiell stortare (i dag nedbeitet): $100000 \leq swm \leq 500000$; $-25m \geq dybde \geq 0 m$
- Potensiell sukkertare (i dag nedbeitet): $swm < 100000$; $-25m \geq dybde \geq 0 m$

Foreløpige analyser viser tegn til at tareskogen er i ferd med å gjenetablere seg på kysten av Midt-Norge og at gjenveksten skjer med en hastighet på 29 km/år i nordlig retning. Med en forutsatt stabil gjenvekstrate kan vi dermed anta at tareskogen er fullstendig gjenetablert i Norskehavet i løpet av 23 år og i Barentshavet i løpet av 38 år. Tilsvarende gjenveksthastighet for sukkertaren i Sør-Norge, grunnet bedre eutrofi-/klimatiske forhold, er satt til 30 år. Dette tallet er valgt for å kunne gjøre en sammenligning av opptaket av CO₂ i marine naturtyper med det nasjonale klimagassregnskapet (Klif 2010).

For Norskehavet (sørlig del), Nordsjøen og Skagerrak brukte vi følgende kriterier for estimering av størrelsen på arealet av henholdsvis eksisterende og potensiell utbredelse av stortare og sukkertare:

- Eksisterende stortare: $swm \geq 100000$; $-25m \geq dybde \geq 0$ m
- Eksisterende og potensiell sukkertare: $swm < 100000$; $-20m \geq dybde \geq 0$ m (det potensielle arealet utgjør henholdsvis 40 og 80 % av det totale arealet i sørlige Norskehavet/Nordsjøen og Skagerrak)

Fra tidligere studier vet vi at tareskogens biomasse varierer med voksested, fra under 10 til opp mot 50 kg per m², avhengig av eksponering for bølger og strøm, dybde og breddegrad (Kain 1971, Sjøtun m.fl. 2006). I de beregninger som er gjort her tar vi utgangspunkt i en konservativ verdi på gjennomsnittlig 10 kg friskvekt tare per m² fra 0-20 m dyp. Med 10 kg frisk tare vil vi ha en tørrvekt på ca 3 kg, og ca 1/3 (dvs 1 kg) av dette er karbon. Karbon har atomvekt 12 og oksygen 16, slik at molekylvekten til CO₂ er 44. En kvadratmeter bunn med tareskog vil dermed binde opp 3,6 kg CO₂ (1 kg x 44/12).

2.2.2 Tang

NIVA har ikke tidligere modellert tangforekomster langs Norges kyst, og den regelbaserte modellen i dette studiet er derfor ikke validert i felt. Selv om vi har relativt god kunnskap om voksegrense og utbredelse av tang (se kapittel 1.6.2) er mange av disse vanskelige å ta hensyn til i GIS (blant annet finnes det ikke gode modeller for å skille på hard- og bløtbunnsområder). Vi har derfor valgt å bruke enkle kriterier for å beregne tangarealer, nemlig kystlinjen med 1 meter horisontal buffer til begge sider slik at vi får et to meter bredt belte i hele kystsonen.

Ved å kun bruke en horisontal buffer på 1 meter underestimerer vi arealet ved lange grunne områder og der tidevannsforskjellene er store. Samtidig overestimerer vi arealet i bratte områder og der tidevannsforskjellene er små. En viss underestimering er det også i ”projiseringen” av et skrått terreng til et flatt plan i arealberegningen, men dybdemodellene våre er ikke detaljerte nok til at vi kan ta hensyn til dette i beregningen av et så smalt belte som 2 meter. Totalt sett gjør vi muligens en underestimering av beregningen av tangareal, men denne lille differansen vil ikke ha stor innflytelse på våre estimater, da tangsonen uansett utgjør et relativt lite område i forhold til tareskogsområdene.

Tall på biomasse og karboninnhold er ikke så godt dokumentert for tang som det er for tare, men på bakgrunn av kunnskapen vi har om tare og videre ekspertvurdering (Hartvig C. Christie pers. medd.) har vi antatt at biomasse per kvadratmeter for tang er ca 5 kg (mens produksjon >1 kg C per m² per år). Omregning fra frisk tang til tørrvekt, samt karboninnholdet er det samme som for tare.

2.2.3 Ålegras

Rinde m.fl. (2004, 2006b) har tidligere beskrevet ålegrashabitat ved tre kriterier, nemlig dybde, bølgeeksponering og substrat (bløtbunnsområder). Siden vi ikke har noen gode metoder for å skille bløtbunn fra hardbunn for alle økoregioner, har vi valgt å kun bruke dybde (≤ -7) og bølgeeksponering ($swm \leq 100000$) i modelleringen av potensielt ålegrashabitat. I Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av marint biologisk mangfold” er det gjort feltregistreringer av ålegras i Troms, Trøndelag, Hordaland og Skagerrak, noe som kan brukes til å verifisere andelen av det modellerte arealet hvor det faktisk vokser ålegras. Disse andelenene er henholdsvis 0,3 %, 0,7 %, 0,1 %, og 15 % for de nevnte områdene, og er brukt for å estimere faktisk utbredelse av ålegras for regionene de representerer. Ålegras har varierende lengde og biomasse, men en høy primærproduksjon som er målt til nivåer lik tang og tare (Borum m.fl. 2004), og også omregningsfaktoren til tørrvekt, samt karboninnholdet er antatt å være det samme som for tare og tang.

2.3 Karbonlagring i biomasse og sedimentene

Karbon kan lagres i marine naturtyper som følge av økt arealutbredelse og biomasse, og ved deponering av overskuddsproduksjon (løsrevet organisk materiale) i sedimentene. Med andre ord, selv ved uendret areal og biomasse bidrar marine naturtyper til lagring av CO₂ ved å deponere organisk materiale i sedimentene.

Vi har estimert nåværende areal og den potensielle framtidige utbredelsen av naturtypene ved å se på nåværende endringsfaktorer og trusselbilder. Biomasse og årlig produksjon av partikulært organisk materiale er beregnet. Vi har også vurdert tidsforløpet for å nå den maksimale/potensielle utbredelsen, slik at

endringene i CO₂-lagrene kan sammenlignes med andre bestanddeler i det nasjonale karbonregnskapet fra Klif (Klif 2010). Dessuten har vi ved bruk av Yassomodellen (se kapittel 1.5.1) estimert størrelsen på den årlige deponeringen av biologisk materiale fra naturtypene, uten å skille på naturtype ved beregning av karbonopptak i sedimentene – til dette er datagrunnlaget for dårlig.

Temperatur ble i modellen satt til 10°C. Andre modellparametre kan kalibreres for ulike typer organisk materiale, fra relativt lett nedbrytbart (f.eks. løvtrær) til tungt nedbrytbart (f.eks. bartrær). Organisk materiale fra tang, tare og ålegras ble vurdert til å være relativt lett nedbrytbart, og kjemisk sammensetning ble beskrevet som sådan. Men siden vi ikke har noen sikre estimater på størrelsen av opptaket av CO₂ i sedimentene, har vi skissert to scenarier som skal illustrere den mulige variasjonen i lagring av karbon i sedimentene. De to scenariene er

- 1) Konservativt scenario: høy nedbrytingsrate av organisk materiale, og dermed relativt lite lagring i sedimentene, og
- 2) Moderat scenario: lavere nedbrytingsrate, og følgelig relativt større lagring i sedimentene.

Akkumuleringsraten av karbon i denne modellen, ved konstant tilførsel av karbon, vil reduseres over tid fordi lageret av akkumulert karbon øker og dermed også netto nedbryting. Det vil si at karbonlagrene beregnet av denne modellen går mot en likevekt dersom tilførselen er konstant, noe som er i samsvar med forståelse om akkumulering av karbon i skogsjord.

I det konservative scenariet er den gjennomsnittlige nedbrytingsraten av den årlige tilførte fluksen av partikulært organisk materiale på 97 %, dvs. 3 % akkumuleres hvert år. I det moderate scenariet er den tilsvarende verdien 92 %, dvs. 8 % akkumuleres hvert år (**Figur 1**).

Det er usikkert om Yassomodellen gir en god beskrivelse av oppbygging av organisk materiale i havsedimenter, men her mangler det datagrunnlag. Derfor må valg av denne metoden betraktes som et utgangspunkt som kan forbedres med økt datatilgang.

3. Resultater

3.1 Areal og biomasse av marine naturtyper

3.1.1 Stående areal og biomasse

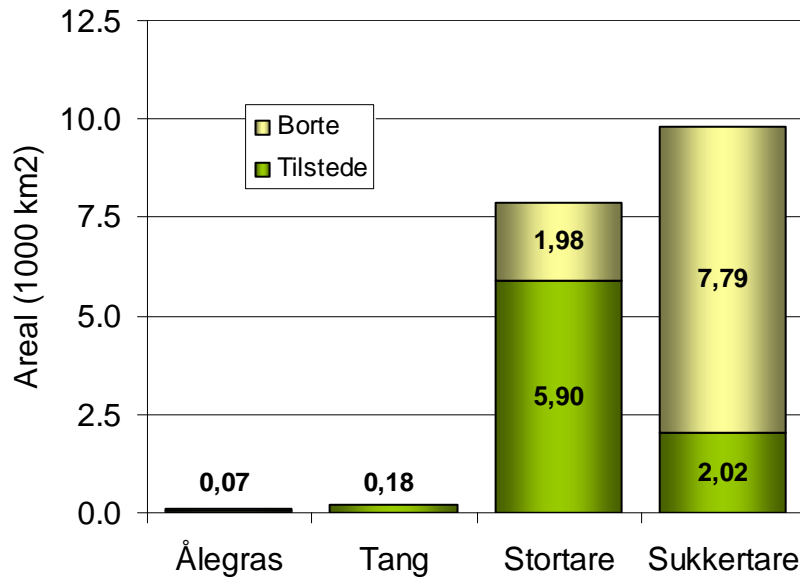
GIS-modelleringen viste at det samlede arealet for de fire naturtypene, sukkertare, stortare, tang og ålegras langs Norskekysten var på ca 8000 km², men at stortare og sukkertare samlet dominerte vesentlig og utgjorde hele 97 % av dette arealet (**Figur 4a, Tabell 1**). I biomasse utgjør tareskogsandelen hele 99 %. **Figur 4** viser estimater på arealer (a) og biomasse (b) for ålegras, tang, stortare og sukkertare. I følge våre beregninger er det stående arealet (avrundet til nærmeste 100 km²) i dag på 100 km², 200 km², 5900 km² og 2000 km² for henholdsvis ålegras, tang, stortare og sukkertare. Tilsvarende biomassetall (i mill. tonn) er 0,1 for ålegras, 0,9 for tang, 59,0 for stortare og 20,2 for sukkertare.

3.1.2 Potensiell økning i areal og biomasse ved gjenvekst av tareskogen og bedrede eutrofierings-/klimaforhold

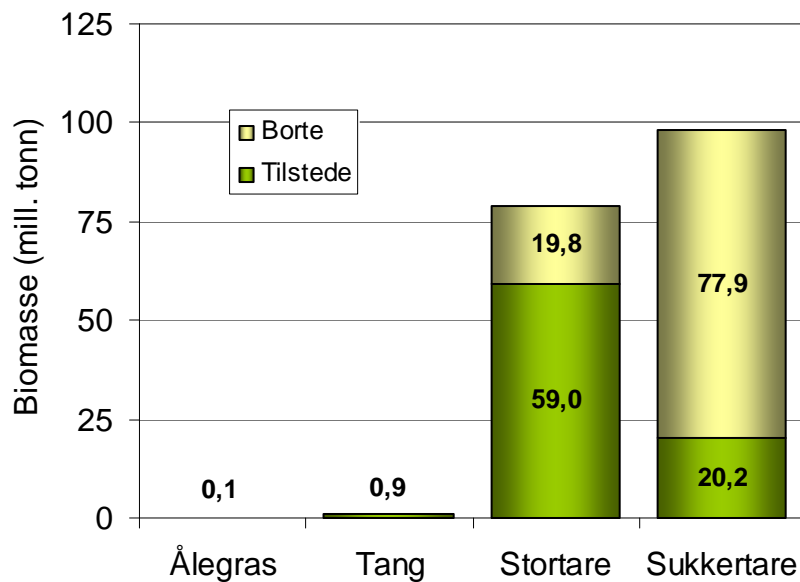
Samlet tapt areal grunnet kråkebollenedbeiting og overgroing av trådalger (som sannsynligvis skyldes endrede eutrofi-/klimaforhold) for stortare og sukkertare er beregnet til henholdsvis 2000 km² (19,8 mill. tonn) og 7800 km² (77,9 mill. tonn) (**Figur 4**), men kan også ses på som potensiell økning dersom de nevnte risikofaktorene opphører. Prosentvis økning er 100 % for tare, det vil si en dobling av arealet dersom hele det kråkebollenedbeitede tareskogsområdet i nord skulle gro igjen. Prosentvis økning er 23 % for sukkertare dersom vi antar forbedrede eutrofi-/klimatiske forhold i Sør-Norge slik at sukkertareskog vokser igjen der de trådformede algene dominerer i dag.

Tabell 1 viser at sukkertare og stortare har størst bidrag til karbonregnskapet og hvor på kysten tapet pga kråkebollebeiting og andre faktorer av disse to tareartene er størst (endring i areal, forskjeller mellom beregnet biomasse, produksjon og CO₂-binding mellom dagens situasjon og maksimum situasjon hvis all tare gror til igjen). Når det gjelder bidrag til biomasse, produksjon og CO₂-lagring og potensial for forbedring gjelder dette stortare i Norskehavet og Barentshavet og sukkertare i alle fire regioner. Norskehavet er det området der forbedring vil bety mest. Totalt er det estimert at disse naturtypene vil produsere 80 mill. tonn plantemateriale (biomasse som går inn i næringskjeden) per år (**Tabell 1**). Dersom alle tareskoger gror til vil dette tallet øke til 178 mill. tonn biomasse, noe som vil bety en økning av årlig produksjon på 98 mill. tonn (123 %) per år. Dagens stående biomasse vil binde opp 29 mill. tonn CO₂. Hvis alle tareskoger vokser til i løpet av en tidsperiode (som også er estimert i tabellen) vil de binde opp 65 mill. tonn CO₂, altså en gevinst på 36 mill tonn i CO₂-binding. En slik binding av CO₂ er en engangsforeteelse når havbunnen vokser til med tareskog.

a)



b)



Figur 4. Estimater på areal (a) og biomasse (b) for ålegras, tang, stortare og sukkertare. Grønne søyler viser hva som er til stede i dag, mens gule søyler viser samlet tapt areal og biomasse som skyldes kråkebollenedbeiting (gjelder stortare og sukkertare i Nord-Norge) og eutrofi-/klimaeffekter (gjelder sukkertare i Sør-Norge) og utbygging i kystsonen (gjelder ålegras langs hele norskekysten). Det tapte arealet og biomassen kan samtidig ses på som potensiell økning dersom de nevnte risikofaktorene opphører.

Tabell 1. Estimater på areal, biomasse og CO₂-regnskap for naturtypene tang, stortare, sukktartare og ålegras. Se rapportteksten for detaljert beskrivelse av regnskapet, samt hvilke forbehold som er gjort i beregningene.

Naturtype	Region	Nåværende areal (km ²)	Maks.* areal (km ²)	Endring i areal (km ²)	Estimert endringstid (år)	Biomasse (kg/m ²)	Stående biomasse (mill. tonn)	Maks.* biomasse (mill. tonn)	Produksjon (%)	Produksjon (mill. tonn/år)	DOM** (mill. tonn/år)	Maks.* DOM** (mill. tonn/år)
Tang	Skagerrak	14	14	0		5	0.07	0.07	100%	0.07	0.07	0.07
	Nordsjøen	51	51	0		5	0.26	0.26	100%	0.26	0.26	0.26
	Norskehavet	99	99	0		5	0.49	0.49	100%	0.49	0.49	0.49
	Barentshavet	14	14	0		5	0.07	0.07	100%	0.07	0.07	0.07
	Sum	178	178	0		20	0.15	0.15	100%	0.15	0.15	0.15
Stortare	Skagerrak	469	469	0		10	4.69	4.69	100%	4.69	4.69	4.69
	Nordsjøen	884	884	0		10	8.84	8.84	100%	8.84	8.84	8.84
	Norskehavet	4051	5507	1456	23	10	40.51	55.07	100%	40.51	40.51	55.07
	Barentshavet	500	1023	523	38	10	5.00	10.23	100%	5.00	5.00	10.23
	Sum	1780	2884	1104	38	30	15.00	74.80	100%	74.80	74.80	110.40
Sukktartare	Skagerrak	150	748	598	30	10	1.50	7.48	100%	1.50	1.50	7.48
	Nordsjøen	979	1632	653	30	10	9.79	16.32	100%	9.79	9.79	16.32
	Norskehavet	893	6338	5445	23	10	8.93	63.38	100%	8.93	8.93	63.38
	Barentshavet	0	1094	1094	38	10	0.00	10.94	100%	0.00	0.00	10.94
	Sum	1922	9712	7790	38	30	3.33	97.12	100%	97.12	97.12	178.00
Ålegras	Skagerrak	47	47	0		1.9	0.09	0.09	120%	0.11	0.11	0.11
	Nordsjøen	9	9	0		1.9	0.02	0.02	120%	0.02	0.02	0.02
	Norskehavet	16	16	0		1.9	0.03	0.03	120%	0.04	0.04	0.04
	Barentshavet	2	2	0		1.9	0.00	0.00	120%	0.00	0.00	0.00
	Sum	74	74	0		7.6	0.14	0.14	120%	0.17	0.17	0.17

Naturtype	Region	Tap til beite (%)	Produksjon POM*** (mill. tonn)	Maks.* POM*** (mill. tonn)	Omrøgningsvåtevekt-tørvekt	C-innhold (%)	C (mill. tonn)	Maks.* C (mill. tonn)	Omrøgnings C-CO ₂	CO ₂ (mill. tonn)	Maks.* CO ₂ (mill. tonn)
Tang	Skagerrak	10%	0.06	0.06	3.33	0.33	0.007	0.007	3.667	0.026	0.026
	Nordsjøen	10%	0.23	0.23	3.33	0.33	0.026	0.026	3.667	0.094	0.094
	Norskehavet	10%	0.44	0.44	3.33	0.33	0.049	0.049	3.667	0.181	0.181
	Barentshavet	10%	0.07	0.07	3.33	0.33	0.007	0.007	3.667	0.026	0.026
	Sum	10%	0.80	0.80	13.33	1.33	0.049	0.049	13.667	0.247	0.247
Stortare	Skagerrak	10%	4.22	4.22	3.33	0.33	0.469	0.469	3.667	1.721	1.721
	Nordsjøen	10%	7.96	7.96	3.33	0.33	0.884	0.884	3.667	3.242	3.242
	Norskehavet	10%	36.46	49.56	3.33	0.33	4.051	5.507	3.667	14.853	20.191
	Barentshavet	10%	4.50	9.21	3.33	0.33	0.500	1.023	3.667	1.833	3.751
	Sum	10%	53.14	71.95	13.33	1.33	5.904	17.884	14.667	30.649	40.757
Sukktartare	Skagerrak	10%	1.35	6.73	3.33	0.33	0.150	0.748	3.667	0.549	2.743
	Nordsjøen	10%	8.81	14.69	3.33	0.33	0.979	1.632	3.667	3.591	5.984
	Norskehavet	10%	8.04	57.04	3.33	0.33	0.893	6.338	3.667	3.276	23.240
	Barentshavet	10%	0.00	9.85	3.33	0.33	0.000	1.094	3.667	0.000	4.012
	Sum	10%	17.20	87.31	13.33	1.33	2.022	9.274	14.667	7.316	37.979
Ålegras	Skagerrak	10%	0.10	0.10	3.33	0.33	0.009	0.009	3.667	0.033	0.033
	Nordsjøen	10%	0.02	0.02	3.33	0.33	0.002	0.002	3.667	0.006	0.006
	Norskehavet	10%	0.03	0.03	3.33	0.33	0.003	0.003	3.667	0.011	0.011
	Barentshavet	10%	0.00	0.00	3.33	0.33	0.000	0.000	3.667	0.002	0.002
	Sum	10%	0.15	0.15	13.33	1.33	0.014	0.014	14.667	0.052	0.052

* Med Maks. areal menes potensielt areal, dersom kråkebollebeiting og overgroing av tråddormete alger ikke fant sted

** DOM = Løst (dissolved) organisk materiale

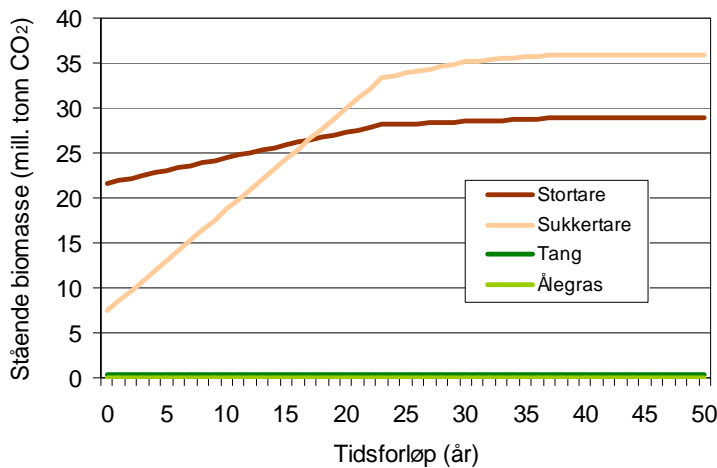
*** POM = Partikulært organisk materiale

3.1.3 Tid for gjenvekst av potensielt tareskogsareal

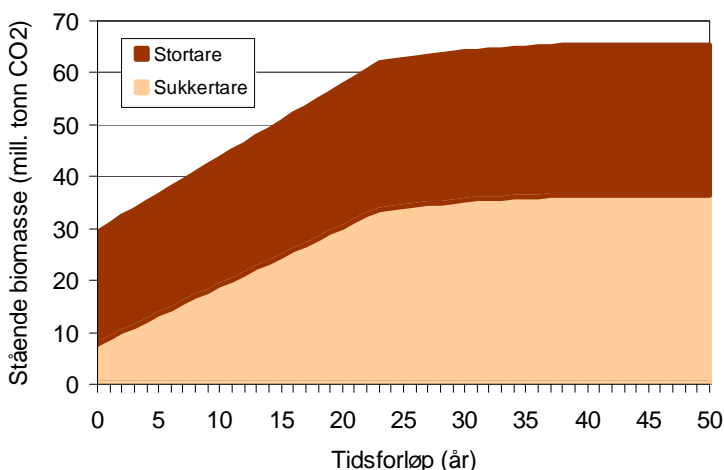
Ved bruk av omregningsfaktorer for biomasse til CO₂-ekvivalenter kan vi skissere økningen av tareskogsareal og -biomasse over tid, gitt de valgte betingelsene for gjengroingshastighet. Som tidligere nevnt har vi antatt en noenlunde sannsynlig gjengroingshastighet for tareskog i Nord-Norge; 23 år for gjenvekst av Norskehavet og 38 år for gjenvekst i Barentshavet. Hvorvidt det vil skje en gjenvekst av tareskog i Sør-Norge på grunn av bedre eutrofi-/klimaendringer er sterkt uvisst, men vi har allikevel valgt en periode på 30 år, for å vurdere potensialet i karbonregnskapet ved en slik endring.

Figur 5 viser, gitt de nevnte betingelsene, utviklingen av den stående biomassen (omregnet og angitt som mill. tonn CO₂) av marine naturtyper per år fram mot 2060. **Figur 5a** viser det individuelle bidraget per naturtype, mens **Figur 5b** viser det samlede bidraget. Biomassen av stortare og sukkertare vil øke jevnt og gi et bidrag på en samlet rate på ca 1,5 mill tonn CO₂ per år fram til den maksimale utbredelsen av tareskogen i Norskehavet er nådd etter 23 år (**Figur 5b**). Deretter fortsetter gjenveksten av tareskog i Skagerrak og Nordsjøen mot en maksimal utbredelse etter 30 år. En ytterligere svak økning i den totale biomassen skyldes til slutt en fortsatt økning av utbredelsen i Barentshavet mot sitt maksimum etter 38 år. Etter dette er det ingen økning i stående biomasse i tareskog.

a)



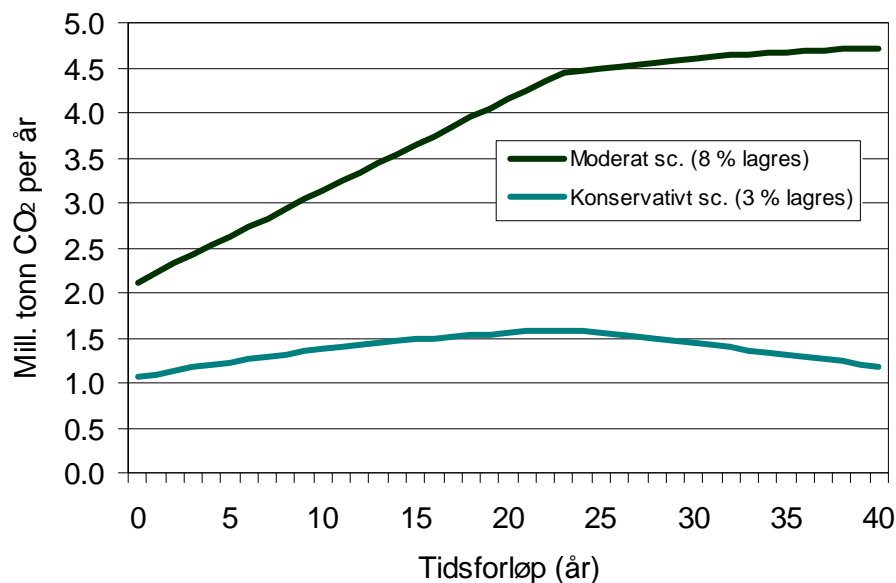
b)



Figur 5. Utviklingen av den stående tareskogen (omregnet til mill. tonn CO₂), gitt betingelsene om 23, 38 og 30 år for gjenvekst av henholdsvis tareskog i Norskehavet, sukkertareskog i Skagerrak og Nordsjøen og tareskog i Barentshavet. Figur 5a viser det individuelle bidraget per naturtype, mens Figur 5b viser det samlede bidraget. Tang og ålegras er også med i denne kalkuleringen, men synes bare så vidt i Figur 5a, pga sitt lave bidrag til total biomasse. Det er heller ikke antatt noen fremtidig endring av tang- og ålegrasareal som ville ha påvirket forløpet.

3.2 Potensiell gevinst fra sedimentering av taremateriale (2 scenarier)

Vi har skissert to mulige scenarier for potensiell gevinst fra sedimentering av taremateriale (kapittel 2.3). I et moderat scenario akkumuleres 8 % av det årlig tilførte partikulære organiske materiale, mens i et konservativt scenario akkumuleres 3 %. Det moderate scenariet viser en mulig utvikling av CO₂-opptak i marine sedimenter, gitt en antagelse om en jevn akkumulering av karbon i sedimentene, uten å ta hensyn til økt nedbrytning på grunn av et større lager med organisk materiale (mørk grønn linje i **Figur 6**). I det konservative scenariet antar vi derimot at jo større karbon-lageret i sedimentene blir, desto mer blir brutt ned og større netto tap av CO₂ blir det. Våre beregninger indikerer altså i disse to scenariene et større potensial for binding av CO₂ i sedimenter enn kun fra stående biomasse, i tillegg til at binding av CO₂ i sedimenter fortsetter også når økningen av stående biomassen tar slutt fordi all potensielt tilgjengelig areal er gjengrodd. Merk dog at beregningene er beheftet ved mange usikkerheter.



Figur 6. Potensiell karbonlagring (i mill. tonn CO₂-ekvivalenter per år) fra sedimentering av taremateriale, gitt et konservativt scenario (gjennomsnittlig 3 % av POM akkumuleres) og et moderat scenario (gjennomsnittlig 8 % av POM akkumuleres), gitt et forutsatt tidsforløp på 40 år for gjenvekst. Se kapittel 2.3 for en grundigere beskrivelse av de to scenariene.

Som nevnt over vil estimert tap av tare (**Tabell 1**, største tap er nedbeiting av stortare og sukkertare langs Norskehavskysten) representere et tap av bundet CO₂ på 36 mill. tonn. Dette er CO₂ som bindes opp kun en gang under gjenvekst av tareskog, mens tapt produksjon, beregnet til 98 mill. tonn tarebiomasse, er et tap av tilført næring som kystøkosystemene går glipp av årlig så lenge tareskogen er borte på det areal vi har presentert i våre modeller. Dette årlige tapet har således skjedd hvert år siden tareskogen ble nedbeitet (ca 40 år) og utgjør samlet et stort tap og vil utgjøre et stort tap i næring tilført kystøkosystemene i fremtiden så lenge tareskogene er borte.

Av denne årlige produksjonen av biomasse har vi antatt at noe blir lagret/akkumulert i sedimentene tilsvarende strøfall fra skog på land, og som nevnt tidligere har vi tatt utgangspunkt i to ulike modeller som går ut fra at henholdsvis 3 og 8 % av produksjonen lagres. Tar vi utgangspunkt i den modellen som sier 3 % lagring, vil ca 0,9 mill. tonn lagres i sedimentene hvert år med den produksjonen vi har i dag, mens dette tallet vil øke med ca 1,1 mill. tonn CO₂ per år dersom tareskogene gror til. Det betyr at det årlige tapet er 1,1 mill. tonn CO₂ og at tapet i den perioden nedbeitingen har pågått er 40 ganger dette tallet (egentlig er det noe mindre siden all tare ikke har vært borte i 40 år). Med modellen som tar utgangspunkt i 8 % vil årlig lagring være på ca 2,3 mill. tonn og årlig tap 2,9 mill. tonn. Dersom tareskogene hadde vært intakte hadde det gjennom de siste 40 år kunne vært lagret rundt 150 mill. tonn CO₂ mer i havet tatt i betraktning en større mengde stående tareskog og 8 % akkumulering av årlig produksjon.

4. Diskusjon

4.1 Marine naturtypers stående og potensielle areal og biomasse

For hver av naturtypene har vi estimert totalt areal av de fire naturtypene stortare, sukkertare, tang og ålegras, og ut fra dette beregnet biomasse og karboninnhold basert på kjent kunnskap om naturtypene. Der kunnskap mangler, eller er usikker, har vi vært nødt til å basere regnskapene våre på ekspertvurderinger. Det samlede arealet for de fire naturtypene langs Norskekysten var på ca 8000 km², men tareskog utgjorde hele 97 % av dette arealet.

Videre har vi vurdert de ulike naturtypenes sårbarhet for menneskelige inngrep og andre utviklingstrender. Den mest realistiske endringen, og også det arealmessig største bidraget, gjelder gjengroing av kråkebollenedbeitet tareskog (både stortare og sukkertare) i Midt- og Nord-Norge, som vi ser på som relativt sannsynlig innenfor en periode på 20-40 år. Andre potensielle endringer gjelder forverrede eller forbedrede forhold for sukkertare i Skagerrak, Nordsjøen og sørlige deler av Norskehavet avhengig av fremtidige forhold (eutrofi, klima). Vi har imidlertid ingen indikasjoner på hvordan eutrofieringsforholdene vil utvikle seg i fremtiden. Maksimal/potensiell utbredelse kan i denne sammenhengen dermed ses på som en slags naturtilstand, og differansen mellom nåværende og potensiell utbredelse kan ses på som tapt areal, sannsynligvis grunnet menneskelig påvirkning.

Ved de gitte betingelser om potensielt leveområde for tareskog og gjenvekstmuligheter vil et estimert tap av tare representere et tap av bundet CO₂ på 36 mill. tonn. Dette er CO₂ som bindes opp kun en gang under gjenvekst av tareskog. Dette årlige tapet har således skjedd hvert år siden tareskogen ble nedbeitet (ca 40 år) og utgjør samlet et stort tap og vil utgjøre et stort tap i fremtiden så lenge tareskogene er borte.

Det er estimert at ca 5 % av potensielle ålegrasforekomster er forsvunnet i Skagerrak og Nordsjøen på grunn av utbygging i kystsonen. Vi kan anta at denne type menneskelig aktivitet har en tilsvarende effekt på tangsamfunn som også har sin nisje i kystsonen. Tilsvarende tall for Norskehavet og Barentshavet er atskillig lavere (< 0,5 %). Uansett er tang og ålegras av såpass liten betydning i CO₂-sammenheng på grunn av deres relative lave arealmessige utbredelse, slik at vi har valgt å ikke gjøre noen beregninger på dette i denne omgang. Av samme grunn (arealmessig lite viktig), samt at effekten av eutrofiering på tang er lite dokumentert, har vi heller ikke gjort beregninger/scenarier på økt/reduert opptak av CO₂ grunnet endrede eutrofieringsforhold.

Taretråling er en annen menneskelig faktor som i noen grad kunne påvirke CO₂-regnskapet, men her er det også snakk om kun små mengder som høstes hvert år, slik at også denne effekten er forsvinnende liten i den store sammenhengen. Andre mulige påvirkningsfaktorer er diskutert, men ikke inkludert i CO₂-regnskapet da disse enten er svært usikre, eller er av så liten arealmessig betydning at det ikke vil ha noen reell innvirkning i CO₂-sammenheng.

4.2 Lagring av CO₂ i sedimentene – 2 scenarier

Av den årlige produksjonen har vi antatt at noe blir lagret/akkumulert i sedimentene tilsvarende strøfall fra skog til akkumulering av karbon i jord og har tatt utgangspunkt i to ulike modeller som går ut fra at henholdsvis 3 (konservativt scenario) og 8 % (moderat scenario) av produksjonen lagres. Dersom tareskogene hadde vært intakte hadde det gjennom de siste 40 år kunne vært lagret rundt 40 mill. tonn mer CO₂ i havet i et konservativt scenario og rundt 150 mill. tonn CO₂ i moderat scenario.

4.3 Karbonregnskap i marine vs. terrestre økosystemer

Total-emisjonen av karbon i Norge i 2008 i CO₂-ekvivalenter var 53.7 mill tonn CO₂ (uten å ta hensyn til opptak i skog). Skogen lagret 33.1 mill tonn CO₂ (hvorav ca 5 mill tonn CO₂ i jord), mens den stående biomassen er 1400 mill. tonn CO₂. Til sammenligning binder den nåværende biomassen i marine naturtyper per i dag opp 29 mill. tonn CO₂, og den maksimale biomassen slik beskrevet i

resultatene vil binde opp 65 mill. tonn CO₂. Dersom arealene til de marine naturtypene gror igjen slik vi har beskrevet, øker lagringen av CO₂ i den stående biomassen med 0,9 mill. tonn per år i 40 år. Deponering av organisk materiale i sedimentene vil kunne variere fra 1 mill. tonn CO₂ per år (konservativt anslag) til 4,5 mill. tonn CO₂ per år (moderat anslag). Den maksimale deponeringen er i størrelsesordenen på årlig lagring av karbon i skogsjord. Uten videre innsamling av data er det vanskelig å si om disse estimatene av deponering av organisk materiale i sedimenter er realistiske eller over-/underestimert.

4.4 Kunnskapshull og forskningsbehov

Utvikling av gode statistikk- og kartverktøy i senere år har gjort at vi har gode modeller for potensielle arealer med stående og tapt biomasse for de viktigste makrofytt-samfunnene langs norskekysten. Vi har gode modeller for forekomster av stortare og arealer for nedbeiting, mens for de bunnområdene vi har modellert for sukkertare har vi lite materiale for validering av hvilken algeart som forekommer. Vi har gjennom feltstudier skaffet gode data om biomasse og primærproduksjon og hvordan dette varierer i ulike områder (Rinde 2007). I tareskog er det også gjort beregninger av sekundærproduksjonen (Norderhaug og Christie, innsendt). Vi mangler imidlertid akkumuleringsdata av plantemateriale i ålegrasenger og eksport av plantemateriale fra hardbunnssamfunn. Vi vet heller ikke hvor stor del av den eksporterte biomassen som akkumuleres og begraves og hvor mye som omsettes og frigjøres på nytt som CO₂. Dette gjør at kun usikre scenarieberegninger om betydningen av makrofytt-samfunn i grunne kystområder kan gjøres. Beregningsgrunnlaget som er brukt i rapporten er sannsynligvis konservativt (vi har for eksempel tatt utgangspunkt i at en svært liten del av eksportert biomasse fra tareskog akkumuleres og begraves), men konklusjonene tyder likevel på at makrofytt-samfunn har en viktig funksjon i å "pumpe" CO₂ fra atmosfæren og ned i havbunnen. Det store potensialet for binding av CO₂ i stående biomasse av tareskog som har forsvunnet i Skagerrak, Nordsjøen og fra de tre nordligste fylkene er imidlertid udiskutabelt.

Når det gjelder ålegrasenger og algesamfunn i og rett under strandsonen, mangler metoder for å beregne tap fra for eksempel utbygging i strandsonen. Med dagens gode kartverktøyer tilgjengelige, er dette mest et spørsmål om utvikling av egnede verktøy. Mer komplisert er det å skaffe en god forståelse av nåværende og fremtidig reduksjon av makrofyttvegetasjon på grunn av eutrofi og klimaendringer. For å forstå dette er det både behov for eksperimentelle forskningsdata om hvordan artene responderer på ulike eutrofi- og klimafaktorer under kontrollerte forhold, og ikke minst hvordan kombinasjonen av eutrofi og klimaendringer virker sammen. Helt kritisk kunnskap er også lange tidsserier av overvåkningsdata for både artene og eutrofi- og klimaparametre for å forstå hvordan disse sammenhengene virker i naturen (Norderhaug m.fl. 2010).

5. Referanser og relevant litteratur

- Bekkby, T. 2002. Typifisering og modellering av marine habitater i norsk kystzone – er det mulig, er det ønskelig? Vann 3.
- Bekkby, T. og Isæus, M. 2008. Mapping large shallow inlets and bays - modelling a Natura 2000 habitat with digital terrain and wave exposure models. ICES J. Mar. Sci. 65: 238-241.
- Bekkby, T. og Moy, F.E. Innsendt. Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. ICES J. Mar. Sci.
- Bekkby, T. og Rosenberg, R. 2006. Marine habitaters utbredelse – terrengmodellering i Gullmarsfjorden. Länsstyrelsen i Västra Götaland län, Vattenvårdsenheten, Rapport 7-2006. 33 s.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L. og Bakkestuen, V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. ICES J. Mar. Sc. 66: 2106-2115.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V. og Storeid, S.-E. 2003. Modellering av marine naturtyper. NINAs årsrapport for 2003. s. 18-19.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. og Isachsen, P.E. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass *Zostera marina* L. distribution on the West coast of Norway. ICES J. Mar. Sci. 65: 1093-1101.
- Bekkby, T., Rinde, E., Rosenberg, R., Bakkestuen, V. og Erikstad, L. 2004. The effect of terrain structures and environmental factors on the distribution marine habitats. ICES CM 2004/P13.
- Borum, J., Duarte, C.M., Krause-Jensen, D. og Greve, T.M. 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. The M & MS project.
- Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.C., Marchand, C., Middelburg, J.J., Rivera-Monroy, V.H., Smith, T.J. og Twilley, R.R. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates, Global Biogeochem. Cycl., 22, GB2013, doi:10.1029/2007GB003052. 12 s.
- De Wit, H.A. m.fl. 2011. A carbon budget for Norway - C accumulation in terrestrial ecosystems integrated with aquatic C losses. (In prep.)
- De Wit, H.A., Palosuo, T., Hysten, G. og Liski, J. 2006. A carbon budget of forest in southeast Norway. For. Ecol. Manag. 225: 15-26.
- Duarte, C.M. 2009. Global loss of coastal habitats. Rates, causes and consequences. FBBVA, Madrid, Spain. 181 s.
- Duarte, C.M., Dennison, W. C., Orht, R.J.W. og Carruthers, T.J.B. 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. Est. Coasts 31:233-238.
- Fredriksen S., Christie, H. og Bostrom, C. 2004. Deterioration of eelgrass (*Zostera marina* L.) through destructive grazing by the gastropod *Rissoa membranacea* (J. Adams). Sarsia 89: 218-222.
- Fredriksen, S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($d^{13}C$ and $d^{15}N$) analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 260: 71-81.
- Fredriksen, S., Christie, H. og Sætre, B.A. 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. Mar. Biol. Res. 1: 2-19.
- Gundersen, H., Rinde, E., og Christie, H. 2010. Perspektivstudie av kråkeboller. Fra problem til ressurs: Analyse av ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller og vurdering av økologiske perspektiver knyttet til høstingen. NIVA-rapport nr. 6001-2010. 31 s.
- Hedges, J.I. og Keil, R.G. 1995. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis. Marine Chemistry 49, 81-115.
- Houghton, R.A. 2007. Balancing the global carbon budget. Ann. Rev. Earth Planet. Sc. 35:313-347.

- Johannessen, T. og Sollie, A. 1994. Overvåking av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten – historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993 og ettervirkninger etter den giftige algoepblomstringen i 1988. *Fisken og Havet* 10:1-91.
- Kain, J.M. 1971. The biology of *Laminaria hyperborea* VI. Some Norwegian populations. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 51:387-408.
- Klif. 2010. Utslippskvoter for klimagasser. Fakta om kvotesystemet for klimagasser.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Moksnes, P.-O., Gullström, M., Tryman, K., Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Moy, F., Christie, H., Steen, H., Stålnacke, P., Aksnes, D., Alve, E., Aure, J., Bekkby, T., Fredriksen, S., Gitmark, J., Hackett, B., Magnusson, J., Pengerud, A., Sjøtun, K., Sørensen, K., Tveiten, L., Øygarden, L. og Åsen, P.A. 2008. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008. SFT-rapport TA-2467/2008, NIVA-rapport nr. 5709-2008. 131 s.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C.M., Valdes, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. 2009. Blue carbon. The role of healthy oceans in binding carbon. A rapid response assessment. UNEP report.
- Norderhaug, K.M. og Christie, H. 2007. Reetablering av tareskog i områder av midt-Norge som tidligere har vært beitet av kråkeboller. NIVA-rapport nr. 5516-2007. 20 s.
- Norderhaug, K.M. og Christie, H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Mar. Biol. Res.* 5: 515-528.
- Norderhaug, K.M., Aure, J., Falkenhaus, T., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Moy, F., Omli, L., Rygg, B. og Trannum, H.C. 2010. Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Report for 2009. Klif report TA-2628: 1-112.
- Norderhaug, K.M., Christie, H., Fosså, J.H. og Fredriksen, S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *J. Mar. Biol. Ass. UK*. 85: 1279-1286.
- Norderhaug, K.M., Fredriksen, S., Nygaard, K. 2003. The trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation for food quality. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 255:135-144.
- Norderhaug, K.M., Moy, F., Aure, J., Falkenhaus, T., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Omli, L., Pedersen, A. og Rygg, B. 2009. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2008. Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Rapport for 2008. NIVA report 5796: 1-97.
- Oberthür, S. og Ott, H.E. 1999. The Kyoto Protocol. International Climate Policy for the 21st Century. Springer, Berlin. 365 s.
- Olsen, J.L., Stam, W.T., Coyer, J.A., Reusch, T.B.H., Billingham, M., Bostrom, C., Calvert, E., Christie, H., Granger, S., Lumiere, R.L., Milchakova, N., Oudot-Leseco, M.P., Procaccini, G., Sanjabi, B., Serrao, E., Veldsink, J., Widdicombe, S. og Wyllie-Echeverria, S. 2004. North Atlantic phylogeography and large-scale population differentiation of the seagrass *Zostera marina* L. *Mol. Ecol.* 13: 1923-1941.
- Rinde E, 2007. Studies of processes in *Laminaria hyperborea* kelp forest ecosystems. PhD-avhandling, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Rinde, E., Bekkby, T. og Christie, H. 2010. Kunnskapsstatus og forskningsbehov for tareskog og kråkebollebeiting – workshop på CIENS, Oslo, 20.aug.2010. NIVA-rapport nr. 6031-2010. 55 s.
- Rinde, E., Bekkby, T., Sloreid, S-E., Bakkestuen, V., Erikstad, L., Longva, O. og Christensen, O. 2004. Modellering av naturtyper og EUNIS-klasser. Meldingsblad fra Senter for Plan og KU nr. 1: 7-8.
- Rinde, E., Christie, H., Bekkby, T. og Bakkestuen, V. 2006a. Økologiske effekter av taretråling. Analyser basert på GIS-modellering og empiriske data. NIVA-rapport nr. 5150-2006. 31 s.
- Rinde, E., Rygg, B., Bekkby, T., Isæus, M., Erikstad, L., Sloreid, S.-E. og Longva, O. 2006b. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DN's Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til

- kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. NIVA-rapport nr. 5321-2006. 32 s.
- Rinde, E., Sloreid, S.-E., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Erikstad, L. og Longva, O. 2004. Modelling av utvalgte marine naturtyper og EUNIS klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. NINA Report 807. 33 s.
- Sakshaug, E. og Sjøtun, K. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet. 49 s.
- SFT. 2007. National Inventory Report 2007 Norway: Greenhouse Gas Emissions 1990-2005 reported according to the UNFCCC guidelines. 276 s.
- SFT. 2009. Vurdering av framtidige kvotepriser: En rapport fra etatsgruppen Klimakur 2020. 57 s.
- Sivertsen K. 1997a. Geographical and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 54: 2872-2887.
- Sivertsen K. 1997b. Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. Doktorgradsavhandling, Universitetet i Tromsø.
- Sivertsen K. 2006. Overgrazing of kelp beds along the coast of Norway. *J. Appl. Phycol.* 18:599-610.
- Sjøtun, K., Christie, H. og Fosså, J.H. 2006. Effects of kelp recruitment and sea urchin grazing on stability in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). *Mar. Biol. Res.* 2: 24-32
- Soldal, E., Bekkby, T., Rinde, E., Bakkestuen, V., Erikstad, L. og Isæus, M. 2009. Predictive probability modelling of marine habitats – a case study from the West coast of Norway. Side 57-65 I: Integrated Coastal Zone management. Proceeding of a conference, Arendal, June 2007. Eds: Dahl, E., Moksness, E and Støttrup. Blackwell Sciences. 342 s. ISBN: 978-1-4051-3950-2.
- Syvrtsen, E.E., Gabestad, H., Bysveen, I. m.fl. 2009. Vurdering av tiltak mot bortfall av sukkertare. Klif rapport 2585. 96 s.
- Vetter, E.W. 1995. Detritus-based patches of high secondary production in the nearshore benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120:251-262.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no