

## Marin karbonfangst og matproduksjon

Sissel Andersen, Øivind Strand og Hans Kristian Strand



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET  
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

## Forord

Denne rapporten er et resultat av prosjektet Karbonfangst og Matproduksjon som ble igangsatt etter bestilling fra administrerende direktør ved Havforskningsinstituttet. Prosjektet fikk som mandat å undersøke mulige tiltak i forbindelse med satsing på karbonfangst og matproduksjon, og ble organisert med to delprosjekt:

1. Fjorder – kontrollert oppvelling og skjelldyrking
2. Tareskog – reetablering og dyrking

Sissel Andersen har vært prosjektleder, med henholdsvis Øivind Strand og Hans Kristian Strand som delprosjektledere. Bidragsyttere til rapporten har vært (alfabetisk rekkefølge):

Dag L. Aksnes, Universitetet i Bergen  
 Jan Aure, Havforskningsinstituttet  
 Torjan Bodvin, Havforskningsinstituttet  
 Knut Yngve Børsheim, Havforskningsinstituttet  
 Hartvig Christie, NIVA  
 Ellen Sofie Grefsrud, Havforskningsinstituttet  
 Pia Kupka Hansen, Havforskningsinstituttet  
 Thorolf Magnesen, Universitetet i Bergen  
 Frithjof Moy, Havforskningsinstituttet  
 Henning Steen, Havforskningsinstituttet  
 Tore Strohmeier, Havforskningsinstituttet  
 Victor Øiestad, Akvaplan-Niva

Prosjektet har med takknemlighet også mottatt mange innspill fra en rekke personer på Havforskningsinstituttet og andre institusjoner (Universitetet i Bergen, Akvaplan NIVA, Universitetet i Tromsø, og Franzefoss Miljøkalk AS) gjennom diskusjoner på en workshop i Bergen 21.–22. juni 2012.

Rapportens mandat var:

- Beskrive kunnskapsstatus for karbonfangst (som CO<sub>2</sub>) og matproduksjon, og spesifikt for de to delprosjektene (kontrollert oppvelling og tareskog)
- Beskrive potensialer knyttet opp mot de to hovedmålene CO<sub>2</sub>-fangst og matproduksjon
- Beskrive effekter av vannkraft på primærproduksjonen i fjordene
- Foreslå konkrete prosjekter med kostnader innen de rammer Store satsinger setter.
  - Prosjektene må kunne dokumentere effekter på mål
  - Prosjektene skal også ha elementer av molekylære teknikker og metoder

I målsettingen om å øke den naturlige karbonfangsten gjennom økt primærproduksjon ligger også en forventning om at fangsten fører til langtidslagring av CO<sub>2</sub> eller disponeres til matproduksjon. Med langtidslagring bruker vi i denne rapporten samme definisjon som gitt i rapporten "Blue Carbon" (Bahri m.fl. 2009) – det vil si å holde CO<sub>2</sub> tatt opp fra atmosfæren adskilt fra utgassing til atmosfæren minst i flere tiår til hundrevis av år.

## Sammendrag

Vi står i global sammenheng overfor to gigantiske oppgaver: vi må fordoble verdens matproduksjon de neste 40 årene for å fø verdens økende befolkning, og samtidig gjennomføre en betydelig reduksjon i våre utslipp av CO<sub>2</sub> til atmosfæren. Arealtilgangen på landjorda er mer begrenset enn i havet, og økt *primærproduksjon*<sup>1</sup> og matproduksjon på *lavt trofisk nivå* (eks. tare og skjell) i norske fjorder kan være et bidrag til å løse noen av de oppgavene vi står overfor. Norges lange kystlinje og beskyttede farvann er gode forutsetninger i så måte.

All produksjon av skjell, reker, fisk og andre arter i det marine næringsnettet baserer seg på primærproduksjon. For hvert ledd vi beveger oss oppover i næringsnettet, går rundt 90 % av energien tapt, så vi kan derfor ta ut mer mat jo lenger ned i nettet vi høster. Vi vil kunne ta ut mer mat eller binde mer CO<sub>2</sub> dersom vi gjennomfører tiltak som øker primærproduksjonen, siden den foregår ved at CO<sub>2</sub> bindes gjennom fotosyntesen.

I Norge omsettes det årlig sjømat fra fiskeri og havbruk til en verdi av ca. 50 milliarder kroner. Utvikling av produksjon på lavere trofisk nivå kan bidra til betydelig økning av biomasse og verdi. Som et ledd i satsingen på karbonfangst og matproduksjon, skal denne rapporten utrede to tiltak: 1) Fjorder – kontrollert oppvelling og skjell dyrking; og 2) Tareskog – reetablering og dyrking.

Fjord- og kystvannets egenskaper er rammebetingelsene for CO<sub>2</sub>-lagring og matproduksjon, og er opptaks- og lagringsområder av CO<sub>2</sub> gjennom den biologiske karbonpumpen. Basert på beregninger for karbon i en chilensk fjord, er potensialet for karbonlagring i norske kyst- og fjordområder på 6,4 millioner tonn CO<sub>2</sub> per år.

Kontrollert oppvelling (ved neddykking av ferskvann) i fjordområder tilsvarende mellom 1 % og 5 % av det norske kystarealet, vil kunne øke potensialet for karbonlagring med 0,13 til 1,30 millioner tonn CO<sub>2</sub> år<sup>-1</sup>. Kontrollert oppvelling kan tredoble konsentrasjonen av planteplankton, gi bedre vekst hos blåskjell, og stimulere veksten av kiselalger med lav risiko for at skjell skal akkumulere algetoksiner. Produksjonen per areal i disse fjordene kan dermed økes med en faktor på 2–4. Økt matproduksjon av arter lavt i næringsnettet forutsetter teknologisk utvikling, styrket kunnskapsgrunnlag for lokalisering og bæreevne, og integrerte løsninger mellom arter eller med andre aktiviteter og sektorer på kysten. Kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann kan også betraktes som en gjenoppretting av tidligere miljø- og produksjonsforhold i fjorder med vannkraftutbygging.

Reetablering av tareskog som er forsvunnet kan gi en engangsfangst på 36 millioner tonn CO<sub>2</sub> over noen år. I tillegg vil ny tilvekst i tareskogen binde anslagsvis 30–60 millioner tonn CO<sub>2</sub> årlig, og gi en betydelig transport og lagring av karbon. Hvor mye som blir langtidslagret er ikke kjent, men det er anslått 2–5 millioner tonn CO<sub>2</sub> årlig fra en fullt utvokst tareskog. I tillegg kan økt oppvekst av fiskeyngel og næringsvirksomhet være tilleggseffekter av reetablert tareskog. Forsøk med bruk av brent kalk i Porsangerfjorden i Finnmark i 2008 og 2009 viste allerede året etter en positiv effekt på reetablering av tareskog i forsøksområdet. Oppdrett av steinbit for utsetting i reetablerte tareskoger kan bidra til å hindre ny nedbeiting, og etter hvert bidra til økt matproduksjon og næringsaktivitet knyttet til turistfiske.

<sup>1</sup> En del faglige ord og uttrykk er uthevet i kursiv når de brukes for første gang, se **Forklaringer** s. 9.

Et økt årlig uttak av de naturlige tareskogene til 1 % av den stående biomassen vil gi rundt 350 000 tonn ekstra plantebiomasse til ulike formål. Tare dyrking i hengende kulturer kan gi betydelig CO<sub>2</sub>-fangst og langtidslagring, men dette vil kreve store arealer og investeringer. Om dyrket tare omsettes naturlig i økosystemet, kan det gi økt produksjon av kommersielt interessante arter, som reker, krabber og fisk. Usikre anslag indikerer at man ved tare dyrking og deponering på dypt vann kan binde og langtidslagre 30 % av de norske CO<sub>2</sub>-utslippene på 6 % av vårt sjøareal innenfor grunnlinjen.

Havforskningsinstituttet foreslår et nytt program for å vurdere tiltakene kontrollert oppvelling og økt tarevekst i satsingen på karbonfangst og matproduksjon, til 662 millioner NOK i perioden 2013–2020. Til sammenligning kan en investering på 40–50 milliarder NOK i et fullskala renseanlegg for CO<sub>2</sub> på Mongstad fange 1 million tonn CO<sub>2</sub> årlig.

## Innhold

Innhold .....	5
1.0 Oppsummering .....	8
2.0 Bakgrunn .....	10
2.1 Utfordringer og løsninger.....	10
2.2 Nasjonale satsinger.....	10
2.3 Naturlig karbonfangst og lagring gjennom fotosyntesen .....	12
2.4 Trofisk nivå og marin matproduksjon.....	12
2.5 Overføringseffektivitet .....	13
2.6 Matproduksjon på land og langs kysten .....	13
3.0 Kontrollert oppvelling og produksjon i norske fjorder .....	14
3.1 Innledning.....	14
3.2 Kunnskapsstatus .....	14
3.2.2 Kystvannet.....	14
3.2.3 Havets karbonpumper .....	20
3.2.4 Kalsifisering .....	21
3.2.5 Karbonfangst og lagring i fjorder.....	22
3.2.6 Karbonfangst og lagring i akvakultur.....	23
3.2.7 Naturlige ressurser.....	24
3.2.8 Avakultur.....	24
3.2.9 Vassdragsregulerings virkning på primærproduksjon i fjordene .....	29
3.2.10 Kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann i fjorder .....	30
3.3 Potensialer .....	36
3.3.1 Fangst og lagring av CO <sub>2</sub> i kystvann.....	36
3.3.2. Matproduksjon i kystområder .....	37
3.4 Prosjektforslag.....	38
3.4.1 Fjordlaboratorium for kontrollert oppvelling.....	38
3.4.2 Effekter av kontrollert oppvelling på produktivitet i fjordenes økosystem .....	39
3.4.3 Naturlig fangst, sedimentasjon og langtidslagring av organisk karbon i fjordbasseng .....	39
3.4.4. Effektive og integrerte løsninger i akvakulturproduksjon.....	40
3.5 Konklusjoner .....	40
4.0 Tarevekst og produksjon .....	42
4.1 Innledning.....	42
4.2 Kunnskapsstatus .....	42
4.2.1 Tareskog og økosystemfunksjoner.....	42
4.2.2 Tareskog og karbonlagring.....	44
4.2.3 Tare som mat til mennesker og dyr .....	44
4.3 Potensialer .....	45
4.3.1 Høsting av stortare .....	45
4.3.2 Høsting av tang.....	46
4.3.3 Dyrking av tare til mat eller som karbonlagring .....	46
4.3.4 Matproduksjon .....	48
4.4 Prosjekter.....	48
4.4.1 Bærekraftig høsting av naturlige tareskoger .....	48
4.4.2 Oppskalering av kalking for å reetablere nedbeitet tareskog .....	48
4.4.3 Effekter av utsetting av steinbit for å verne reetablert tareskog.....	51
4.3.4 Oppdrett av steinbit – en energieffektiv og bærekraftig matkilde?.....	52

4.4.5 Kunstige taeskoger som produksjonsforbedrende tiltak og CO <sub>2</sub> -fangsttiltak.....	53
4.4.6 Økt matproduksjon ved utvikling av ny teknologi og nye konsepter .....	54
4.5 Konklusjon .....	55
5.0 Referanser.....	56

## Forklaringer

*Biodrivstoff* – drivstoff laget fra plantemateriale

*Cellulose* – et langt og ugreinnet molekyl, utgjør 33 % av alt plantemateriale, kan brytes ned av planteetere og sopp

*Chl a* – klorofyll *a*, et pigment i alle planter som deltar i fotosyntesen

*CCS* – carbon capture and storage

*CO<sub>2</sub>* – gassen karbondioksid, som inneholder 27,8 % karbon (C)

*Eufotisk sone* – den delen av vannsøylen hvor det er nok lys til fotosyntesen

*Fekalier* – fast/partikulær avføring

*Fotosyntese* – prosess i planteceller som binder CO<sub>2</sub> (uorganisk C) i plantebiomasse (organisk C) og slipper ut O<sub>2</sub> ved hjelp av energien i lysstråler

*Kalsifisering* – påbygg av uorganisk kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>) i skall hos ulike organismer, som encellede alger og skjell

*Karbon* – grunnstoff (atom) som betegnes C

*Karbondioksid* – gass som består av grunnstoffene karbon og oksygen (O): CO<sub>2</sub>

*Karbonfangst og lagring* (engelsk: Carbon capture and storage, CCS) – industrielle prosesser som fjerner CO<sub>2</sub> fra industrielle og energirelaterte kilder, og lagrer den over lang tid (årtier til millioner av år) (Bahri m.fl. 2009)

*Kjemoattraktant* – kjemisk stoff som virker tiltrekkende

*Klimamanipulering* – storskala manipulering av været med kjemikalier (engelsk: geo engineering)

*Kontrollert oppvelling* – tilførsel av ferskvann fra f.eks. vannkraftverk til dypere vannlag i sjøen. Ferskvann er lettere enn sjøvann og river med seg næringsrikt dypvann når det stiger mot øvre vannlag med mer lys, slik at fotosyntesen kan øke

*Lignin* – stort og kraftig forgrenet molekyl som inngår i terrestre planters cellevegg sammen med cellulose, gir mekanisk styrke og kan brytes ned kun av bakterier og sopp

*Naturlig oppvelling* – omveltning av vannmasser (dype–grunne) som skyldes endring i temperatur eller saltholdighet

*Næringsnett* – nettet av organismer, fra encellede planter og dyr til mennesker, som høster eller danner grunnlaget for andre organismer

*Trofisk nivå* – beskriver hvor i næringsnettet organismen befinner seg: planter høster uorganisk karbon og er primærprodusenter (nivå 1), de som beiter plantene er sekundærprodusenter (nivå 2), de som lever av primærprodusentene er tertiærprodusenter (nivå 3), osv.

## 1.0 Oppsummering

Global befolkningsøkning og økt forbruk medfører økte  $CO_2$ -utslipp og økt etterspørsel etter mat. Økt primærproduksjon og matproduksjon på lavt trofisk nivå (eks. tare og skjell) i norske fjorder kan bidra til å løse utfordringene. Primærproduksjonen skjer gjennom *fotosyntesen*, som utnytter energien i sollys til å binde  $CO_2$  og bygge biomasse. I det marine *næringsnettet* er det hovedsakelig mikro- og makroalger som står for primærproduksjonen. All videre produksjon av skjell, reker, fisk og andre arter oppover i næringsnettet baserer seg på det som er produsert av primærprodusentene. Rundt 90 % av energien går tapt for hvert ledd vi beveger oss oppover i nettet. Vi vil derfor kunne ta ut mer mat jo lenger ned i næringsnettet vi høster. Fra fiskeri og havbruk omsettes det i dag sjømat til en verdi av ca. 50 milliarder kroner årlig, hvorav mer enn halvparten fra lakseproduksjonen. Utvikling av nye produktive arter på lavere trofisk nivå kan bidra til betydelig økning av biomasse og verdi. Norge har gode naturlige forutsetninger med lang kystlinje og beskyttede farvann som kan bidra til den forventede økningen i marin akvakultur globalt.

Vi vil også kunne ta ut mer mat eller binde mer  $CO_2$  dersom vi gjør tiltak som øker primærproduksjonen. Innenfor satsingsområdet *karbonfangst* og matproduksjon foreslås det to mulige tiltaksområder for videre FoU-arbeid:

### 1) Fjorder - kontrollert oppvelling og skjelldyrking

Fjord- og kystvannets egenskaper og dets virkning på våre kystøkosystemer er rammebetingelsene for matproduksjon og  $CO_2$ -lagring. Fjord- og kystområdene er netto opptaksområder av atmosfærisk  $CO_2$  gjennom den biologiske karbonpumpen. Den andel av organisk karbon som synker og avsettes i sedimentet på fjordbunnen, eller omdannes til oppløst *refraktært* karbon, kan betraktes som langtidslagret  $CO_2$ . Basert på målte avsetningshastigheter for karbon i en chilensk fjord, er potensialet for karbonlagring i norske kyst- og fjordområder 1,8 millioner tonn karbon som tilsvarer 6,4 millioner tonn  $CO_2$  per år. Kystvannets utveksling mellom kyst og fjorder over terskelnivå og forflytning langs kysten gir grunn til å anta at dype fjordområder virker som "sedimentasjonsfeller" for partikulært organisk materiale. Kontrollert oppvelling i fjordområder tilsvarende mellom 1 % og 5 % av norske kystareal, vil kunne øke potensialet for karbonlagring med 35 000 og 356 000 tonn  $C$   $år^{-1}$  tilsvarende 0,13 til 1,3 millioner tonn  $CO_2$   $år^{-1}$ .

Det potensielle tapet i produksjonskapasitet for planteplankton i fjorder påvirket av vannkraftutbygging kan erstattes med kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann. Kontrollert oppvelling kan da betraktes som en gjenoppretting av tidligere miljøtilstand og produksjonsforhold i fjorden. Kontrollert oppvelling kan tredoble konsentrasjonen av planteplankton, gi bedre vekst hos blåskjell og stimulere veksten av kiselalger med lav risiko for at skjell skal akkumulere algetoksiner. Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen, kan økt produksjonsbæreevne gjennom kontrollert oppvelling bety at den produksjonen som naturlig ville kreve 2–4 fjorder kan gjøres i én fjord med kontrollert oppvelling. En framtidig realisering av økt matproduksjon av arter lavt i næringsnettet forutsetter teknologisk utvikling, styrket kunnskapsgrunnlag for lokalisering og bæreevne og integrerte løsninger mellom arter eller med andre aktiviteter og sektorer på kysten. Det er et behov for å tilpasse konsepter for multitrofisk akvakultur til de rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, og i større grad inkludere økosystem perspektivet når integrert løsninger skal utvikles.



## 2) Tareskog – reetablering og dyrking

Reetablering av tareskog som er nedbeitet eller forsvunnet av andre årsaker (klimaendringer, eutrofiering) vil gi økt primærproduksjon i de deler av kysten som er rammet, og kan gi en engangsfangst på 36 millioner tonn CO<sub>2</sub>. I tillegg vil ny årlig tilvekst i tareskogen binde anslagsvis 30–60 millioner tonn CO<sub>2</sub> og gi en betydelig transport av karbon videre i næringsnettet og til lagring i dypvann og sedimenter. Hvor mye som kan sies å være langtidslagring er ukjent, men det er anslått fra 2–5 millioner tonn CO<sub>2</sub> årlig fra en fullt utvokst tareskog.

Økt oppvekst av fiskeyngel og betydelig næringsvirksomhet kan være tilleggseffekter til gjenvekst av tapt tareskog. Vellykkede forsøk på reetablering av tareskog er allerede gjennomført i Porsangerfjorden i Finnmark. På deler av kysten er det store tareforekomster, og et økt årlig uttak av de naturlige tareskogene fra 0,3 til 1 % av den stående biomassen vil gi tilgang på rundt 350 000 tonn ekstra plantebiomasse til ulike industrielle formål. Tare dyrking i hengende kulturer kan gi betydelig CO<sub>2</sub>-fangst og langtidslagring, men det vil kreve store arealer og investeringer. Det eksisterer lite kunnskap om naturlig langtidslagring av marin primærproduksjon, men det er anslått at man kan binde og langtidslagre 30 % av de norske CO<sub>2</sub>-utslippene på 6 % av vårt sjøareal innenfor grunnlinjen. Tareskoger som etableres på vekststrukturer over grunne havområder kan bidra til økt primærproduksjon, og om produksjonen omsettes naturlig i økosystemet kan det gi økt produksjon av kommersielt interessante arter, som reker, krabber og fisk. Matproduksjon som utnytter fôrressurser produsert lavt i næringsnettet kan ha potensial for verdiskaping og økt bærekraft. Oppdrett av steinbit for utsetting i nyetablerte tareskoger kan bidra til å hindre ny nedbeiting og etter hvert bidra til økt matproduksjon og for eksempel næringsaktivitet knyttet til turistfiske.

For å vurdere de ulike tiltakene for økt CO<sub>2</sub>-fangst og matproduksjon, foreslås det å opprette et nytt program ved Havforskningsinstituttet med prosjekter innenfor følgende områder:

- Etablering av fjordlaboratorium for kontrollert oppvelling
- Effekter av kontrollert oppvelling på produktivitet i økosystemet
- Naturlig fangst, sedimentasjon og langtidslagring av organisk karbon i fjordbasseng
- Effektive og integrerte løsninger i akvakulturproduksjon
- Effekter av økt høsting av tareskoger
- Oppskalering av kalking for å reetablere nedbeitet tareskog
- Effekter av utsetting av steinbit for å verne reetablert tareskog
- Oppdrett av steinbit – en energieffektiv og bærekraftig matkilde?
- Dyrket tareskoger som produksjonsforbedrende tiltak og CO<sub>2</sub>-fangsttiltak
- Økt matproduksjon ved utvikling av ny teknologi og nye konsepter

Programmet er kostnadsberegnet til 12 og 60 millioner NOK i henholdsvis 2013 og 2014, deretter 100 millioner NOK årlig frem til 2020, totalt 662 millioner NOK. Denne kostnaden utgjør langt mindre enn en promille av investeringene i et fullskala renseanlegg på Mongstad som er beregnet til om lag 40–50 milliarder NOK pluss driftskostnader. Et slikt renseanlegg kan årlig fange 1 million tonn CO<sub>2</sub>. Til sammenligning ligger våre beregninger på et minimum av 2,1 millioner tonn årlig, og i tillegg vil det kunne genereres en betydelig næringsvirksomhet langs kysten.

## 2.0 Bakgrunn

### 2.1 utfordringer og løsninger

Verdens befolkningsøkning og økt kjøpekraft har resultert i klimautfordringer som økte CO<sub>2</sub>-utslipp til atmosfæren, og økt etterspørsel etter mat ("People and the planet" The Royal Society, 2012). I 2011 passerte vi 7 milliarder mennesker på jorden, og FN anslår at vi vil nå 8–11 milliarder i 2050. I 1900 slapp 1,6 milliarder mennesker ut 0,5 milliarder tonn karbon til atmosfæren årlig, mens i 2000 slapp 6,1 milliarder mennesker ut 7,3 milliarder tonn. Den totale mengden med utslipp og utslipp per hode har dermed steget henholdsvis 14,6 og 3,8 ganger på 100 år.

Det er beregnet at verden i 2050 vil etterspørre mellom 70 og 100 % mer mat enn det som produseres i dag (Anon 2008, 2009). Den økte etterspørselen er et resultat av flere mennesker på jorden, og av at kjøpekraften og dermed kjøttkonsumet øker. Når kjøttkonsumet øker vil en større andel av avlingene blir benyttet til dyrefôr i stedet for direkte til menneskelig konsum, og resultatet er lavere utbytte av menneskeføde per avling.

De enorme utfordringene menneskeheten står ovenfor de neste 40–50 år kan møtes med flere tiltak, som for eksempel *klimamanipulering, industriell og naturlig karbonfangst og lagring*, og økt matproduksjon på land og i havet. Industriell fangst har vist seg å være relativt komplisert og kostnadskrevenende. Statoil har siden 1966 lagret CO<sub>2</sub> fra Sleipner nede i berggrunnen, noe som kan være risikabelt pga. mulig lekkasje til havvannet og deretter atmosfæren. Naturlig karbonfangst har foregått i millioner av år gjennom en prosess i planter som kalles fotosyntese, hvor CO<sub>2</sub> fanges i plantebiomasse ved hjelp av energien i lys.

Det ble nylig gjennomført et forsøk på den sørlige halvkule der jernfattige havområder ble anrikt med jern for å stimulere CO<sub>2</sub>-fangst gjennom økt vekst av mikroplankton. Resultatene viste at produksjonen økte, og at det fangede karbonet sedimenterte og ble lagret på store havdyp (Smetacek m.fl. 2012). Organisk overbelastning av bunnsedimentene, stimulering av giftige alger og andre utilsiktede effekter er holdt fram som mulige negative konsekvenser av slike tiltak anvendt i stor skala. Muligheten for utilsiktede sideeffekter understreker viktigheten av at tiltak følges av forskning.

En rekke aktører internasjonalt (for eksempel EUs Zero Emissions Platform and the European Biofuels Technology Platform) og nasjonalt (for eksempel NIVA) har i lengre tid argumentert for bruken av naturlig *karbonfangst og lagring* som en metode for både å redusere CO<sub>2</sub>-problemet og produsere plantebiomasse til både mat og biodrivstoff. I rapporten "Biomass with CO<sub>2</sub> Capture and Storage (Bio-CCS) - The way forward for Europe" står det at globalt kan Bio-CCS fjerne 10 milliarder tonn CO<sub>2</sub> fra atmosfæren per år innen 2050. Dette tilsvarer en tredjedel av alle nåværende energirelaterte CO<sub>2</sub>-utslipp. I Europa kan Bio-CCS årlig fjerne 800 millioner tonn CO<sub>2</sub> fra atmosfæren innen 2050 – tilsvarende over 50 % av nåværende utslipp fra EUs strømsektor. Dette er i tillegg til utslippsreduksjoner som måtte komme fra å erstatte fossilt brennstoff med *biodrivstoff*. Siden det matproduktive arealet på landjorda er begrenset, antas store deler av denne planteproduksjonen å måtte foregå i akvatiske miljøer. Globalt er det en bred enighet om at akvakultur vil bli den store bidragsyteren til de fremtidige økende behov for mat (FAO).

### 2.2 Nasjonale satsinger

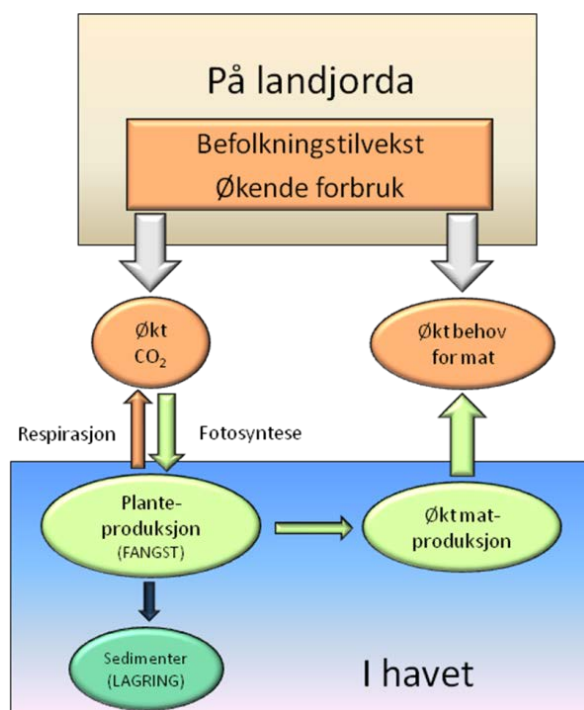
I Norge har karbonfangst vært på den politiske dagsorden siden 1990-årene. I sin nyttårstale i 2007 lanserte statsminister Jens Stoltenberg regjeringens visjon om CO<sub>2</sub>-fangst i industriell

skala innen 7 år gjennom bevilgninger til utvikling av et industrielt anlegg på Mongstad. Testsenteret ble åpnet på Mongstad våren 2012 etter en investering på over 5 milliarder kroner. Regjeringen skal fatte et investerings- og byggevedtak i 2016 om et CO<sub>2</sub>-fangstanlegg i fullskala på Mongstad. Dette anlegget kan stå klart i 2020.

I 2011 startet Fiskeri- og kystdepartementet (FKD) prosjektet HAV21. Strategigruppen for HAV21 er oppnevnt av FKD for å utvikle forslag til en samlet strategi for all marin forskning de kommende årene.

Forskningsrådet har beskrevet satsingsområder for norsk marin forskning i rapporten Store Satsinger. For 2013 er satsing på marin produksjon til en rekke produkter beskrevet i hovedsatsingene Klimaendringer og sektorutfordringer, Norge i bioøkonomien og Miljøteknologi. Disse hovedsatsingene er budsjettert med til sammen 340 millioner kr for 2013.

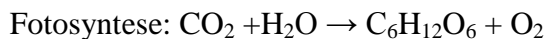
Havforskningsinstituttet har i et innspill til HAV21 og Store satsinger foreslått et program for omfattende kunnskapsinnhenting knyttet til muligheter til å foreta aktive grep i kystsonen, bl.a. for å øke hastigheten i gjenetablering av tareskog, og andre metoder for økt biomasse- og sjømatproduksjon (figur 1), som også kan bidra til å øke karbonfangsten. Resultatene og erfaringene fra forskningsprogrammet vil så danne et grunnlag for en eventuell implementering i full skala. I innspillet er det foreslått en aktivitetsplan for perioden 2013–2020. Første del av denne planen er å vurdere tiltak som bidrar til både marin karbonfangst og matproduksjon gjennom bruk av kystområdene, og forprosjektet Karbonfangst og Matproduksjon ble startet i tråd med dette.



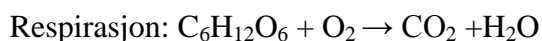
**Figur 1.** En enkel modell som viser hvordan havet (den blå åkeren) kan bidra til å løse utfordringer som oppstår på landjorda. Deler av økte CO<sub>2</sub>-utslipp kan fanges i plantebiomasse ved hjelp av fotosyntesen, og av dette kan noe langtidslagres og også bidra til økt matproduksjon.

## 2.3 Naturlig karbonfangst og lagring gjennom fotosyntesen

Med *karbonfangst* menes som regel en industriell fjerning av CO<sub>2</sub> fra industri- og energirelaterte kilder (Bahri m.fl. 2009). Med *naturlig karbonfangst* menes fotosyntesen som foregår i planteceller. Fotosyntesen danner grunnlaget for nesten alt liv på kloden ved at uorganisk CO<sub>2</sub> omdannes til organisk karbon i planteceller ved tilgang på lys, og det produseres oksygen (O<sub>2</sub>).



I sjøvann fanger planter som planteplankton (encellede alger, også kalt mikroalger), tare (makroalger) og sjøgress, CO<sub>2</sub> gjennom fotosyntesen. Deler av det som fanges i plantecellene slippes etter kort tid ut igjen gjennom respirasjon hos plantene, gjennom mikrobielle organismer som bryter ned, eller hos dyr som spiser plantene. Respirasjonen er den motsatte prosessen av fotosyntesen.



Men når planter vokser og lager biomasse foregår det en nettofangst av CO<sub>2</sub>. Det er produksjonen av denne plantebiomassen som danner grunnlaget for mesteparten av *næringsnettet* og kalles *primærproduksjon*.

Her definerer vi *naturlig lagring* av karbon som en tilstand for karbon (fanget gjennom fotosyntesen) hvor det er stabilt isolert fra utgassing til atmosfæren over en tidskala på minst flere tiår til flere hundre år, som for eksempel olje og kull.

## 2.4 Trofisk nivå og marin matproduksjon

Trofisk nivå beskriver hvor i næringsnettet en gitt organisme befinner seg. Planter, mikro- og makroalger som ved fotosyntesen danner grunnlaget for næringsnettet, betegnes som primærprodusenter og befinner seg derfor på nivå 1. De som spiser primærprodusentene, sekundærprodusenter (for eksempel kråkeboller, skjell eller raudåte), beiter på planter eller filtrerer mikroalger, og befinner seg på nivå 2. Steinbit og sild, som spiser henholdsvis skjell og raudåte er på nivå 3, og sel og torsk som forsyner seg av henholdsvis steinbit og sild er på trofisk nivå 4. Bildet kompliseres av at en art ofte høster fra flere nivå i næringsnettet. Krill kan spise 80 % mikroalger og 20 % dyreplankton – den vil da befinne seg på trofisk nivå 2,2 ((0,8 x 2) + (0,2 x 3) = 2,2).

Vitousek m.fl. (1986) anslo at 2,2 % av primærprodusentenes biomasse i vann ble utnyttet av mennesket gjennom høsting av tare, skjell, reker, fisk etc. Dette tallet ble justert til 8 % av Pauly and Christensen (1995). Til sammenligning blir 35–40 % av all primærproduksjon på land utnyttet, enten direkte (som mat eller fiber), indirekte (som husdyrfôr), eller vi har beslaglagt klodens matproduktive areal til andre formål som byer og veier (Vitousek m.fl. 1986).

I den vestlige verden er det kun lakseproduksjon som i vesentlig grad har bidratt til den sterke globale økningen i akvakultur innen marin matproduksjon. Globalt er det arter som befinner seg lavt i næringsnettet, tare, skjell og plantespisende fisk, som har stått for denne økningen og som i dag dominerer volumet (FAO STAT). I et perspektiv av blant annet råstofftilgang til fôr, er det vanskelig å bestride at en framtidig bærekraftig akvakulturproduksjon i Norge og globalt bør basere seg på å ta den reelt største økningen på arter lavt i næringsnettet. Norge

har naturgitte forutsetninger for å produsere store mengder lavtrofiske produkter direkte til menneskelig konsum eller som råvarer til *biodrivstoff* og fôr eller andre industrielle anvendelser.

## 2.5 Overføringseffektivitet

*Overføringseffektivitet* er en betegnelse på hvor mye av energien en organisme har spist som blir igjen i organismen selv, og er forklaringen på fordelene med produksjon av lavtrofisk mat. For naturlige økosystemer brukes et gjennomsnitt på 10 %, og effektiviteten er ikke avhengig av hvilke trofiske nivåer overføringen skjer mellom (Pauly and Christensen 1995). Om man for eksempel starter med en verdi på 100 i mikroalger, vil man forvente å finne igjen 10 i skjellene. Om vi med utgangspunkt i samme verdien for mikroalger, går veien om raudåte, sild og torsk, ender vi opp med beskjedne 0,1 enheter i torsken. Man kan i teorien høste 100 ganger mer mat i et skjellnæringsnett enn i et torskenæringsnett, med utgangspunkt i den samme algebiomassen.

## 2.6 Matproduksjon på land og langs kysten

Avlinger tar opp 12 % av klodens isfrie landområder og beiteland ytterligere 26 %. Mye av de resterende landområdene består av tundra, ørken, fjell og byer (Foley m.fl. 2011). Tilgang på areal kan bli begrensende i forhold til økt matproduksjon på landjorda. Globalt utgjør kystområder bare 7 % og < 0,5 % av henholdsvis areal og volum av alt hav, men som følge av tilførsel på næring, fra land eller fra dypere vannlag (oppvelling) er produksjonen per arealenhet betydelig større i kystområdene enn i havområdene. Med de store arealene (93 %?) er imidlertid den samlede primærproduksjonen langt større i havområdene enn i kystområdene. Matproduksjon i form av fiskerier og akvakultur er størst i kystområder, men i tillegg til høy produksjonshastighet skyldes dette også lettere tilgjengelighet.

I Norge er arealet av havområdene nesten seks ganger større enn landområdene (<http://www.dirnat.no/content/500044763/Hav-og-kyst>), men det er særlig vår lange kystlinje med fjorder, holmer og skjær som gir Norge en naturgitt mulighet for marin matproduksjon. De samlede norske havområdene utgjør 2,1 millioner km<sup>2</sup> (<http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/regpubl/stmeld/2010-2011/meld-st-28-2010-2011/6/2.html?id=649785>), og kystområdene innenfor grunnlinjen i Norge utgjør om lag 89 000 km<sup>2</sup>.

### 3. 0 Kontrollert oppvelling og produksjon i norske fjorder

#### 3.1 Innledning

Kystvannet omgir kyst- og fjordområder hele veien fra Østfold til Finnmark (figur 2). Det endrer seg langs hele denne strekningen, fra de mer eller mindre lukkede fjordarmene i sør til de helt åpne havbuktene i Finnmark hvor havet når helt inn. Det er også store variasjoner i strøm og klimatiske forhold langs kysten, og kystvannets egenskaper og dets virkning på våre kystøkosystemer er av stor forvaltningsmessig betydning. Kystvannet byr på et mangfold av forskjellige vilkår for å drive fiske, fangst, akvakultur, rekreasjon og tilknyttet næringsvirksomhet i en videre forstand. Vilkårene som fjordene og kysten tilbyr kan anses som faste rammebetingelser. Kunnskapsstatus oppsummerer en beskrivelse av disse betingelsene.

#### 3.2 Kunnskapsstatus

##### 3.2.2 Kystvannet

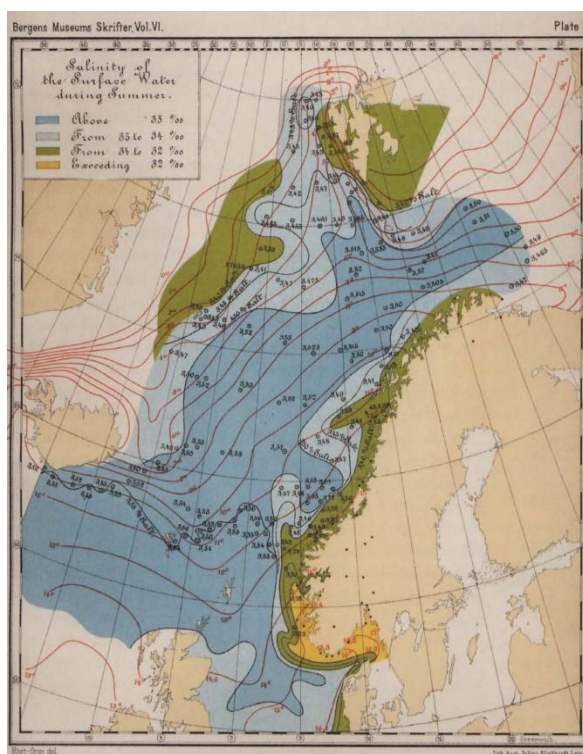
###### *Topografi og sjøareal*

Norge har verdens syvende lengste kystlinje. Inkludert alle øyer er den totale kystlinjen 100 915 km (www.sjokart.no). Sjøarealet (for Fastlands-Norge) innenfor grunnlinjen er 100 915 km<sup>2</sup> (www.statkart.no). Store deler av kyst- og fjordområdene er beskyttet. Dype, store fjorder skjærer inn fra kystlinjen og har typisk en terskel ut mot havet og et dypt basseng innenfor terskelen. En del av de store fjordene i Troms og Finnmark har ikke terskler ut mot havet (som f.eks. Porsangerfjorden) og er derfor å regne som havbukter.

###### *Kyststrømmen*

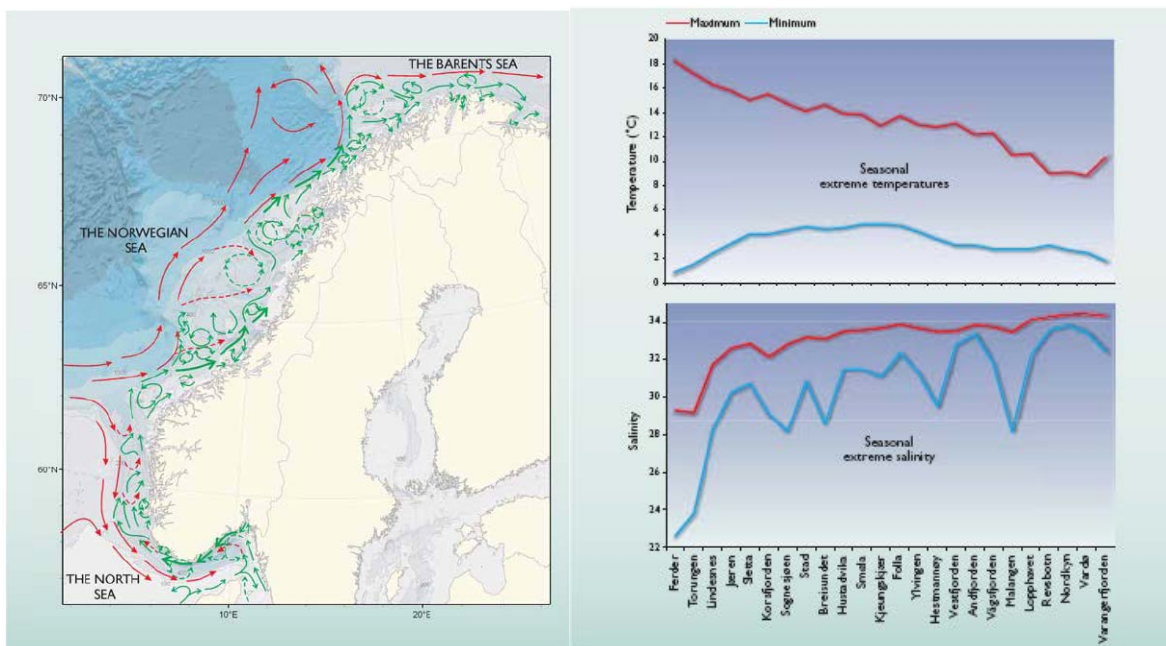
Den norske kyststrømmen har hovedsakelig sin opprinnelse i Skagerrak. Der blander brakkvann fra Østersjøen/Kattegat og ferskvannsavrenning fra norske landområder seg med vann fra Nordsjøen og underliggende atlantisk vann, og strømmer nordover langs norskekysten og inn i Barentshavet (figur 3A). Typiske strømhastigheter i kyststrømmen er 20–50 cm per sekund med maksimalstrøm over ca. 100 cm per sekund, som tilsvarer 2 knop. Typiske vanntransporter er 1–2 millioner m<sup>3</sup> per sekund med maksimaltransporter opp mot 4 millioner m<sup>3</sup> per sekund.

Blanding mellom kystvann og atlantisk vann fører til at saltholdigheten øker og lagdelingen i kystvannet avtar nordover langs kysten (figur 3B). Om sommeren avtar midlere maksimaltemperatur i kystvannet jevnt fra ca. 18 °C i Skagerrak til ca. 9 °C på finnmarkskysten, mens det er kysten utenfor Midt-Norge som har høyest sjøtemperatur om vinteren med ca. 5 °C.



**Figur 2.** Kystvannet, markert med grønn og gul farge, slik det ble illustrert av Hjort og Gran (1899).

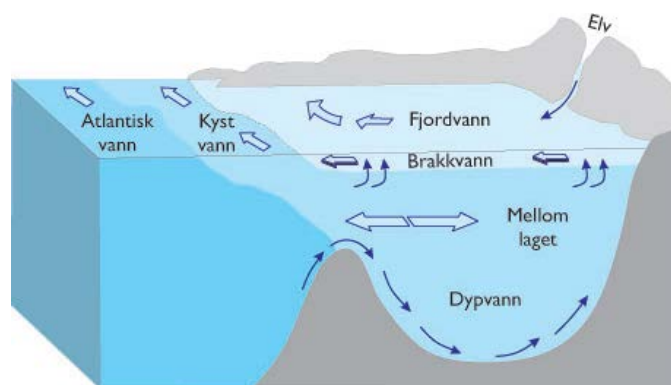




**Figur 3.** A) Hovedtrekkene i den norske kyststrømmen. Grønne piler er kystvann, røde piler atlantisk vann. B) Midlere sesongmessig maksimum og minimum temperatur og saltholdighet langs norskekysten. (Fra "The Norwegian Coastal Current - Oceanography and Climate". Editor: Roald Sætre, IMR. Tapir Academic Press, 2007).

#### *Vannutskifting mellom kystvann og fjorder*

Vannutskiftingen mellom fjorder og kystområder (figur 4) over terskelnivå i mellomlaget skyldes to ulike mekanismer, den første er forskjell i vannstand og den andre er forskjeller i indre trykk (tetthet) mellom kyst og fjord. Langs norskekysten er det først og fremst det halvdaglige tidevannet som bidrar til vannstandsforskjeller mellom fjord og kyst og som forårsaker tidevannsstrømmer. Tidevannsforskjellen øker betydelig fra sør til nord langs norskekysten, fra en midlere tidevannsforskjell langs skagerrakkysten på ca. 0,3 meter til ca. 2,7 meter langs finnmarkskysten.



**Figur 4.** Hovedtrekkene i vannutskifting kyst - fjord.

De langperiodiske meteorologiske vannstandsendingene forårsaket av vind og endringer i lufttrykk har normalt liten betydning for vannutskiftingen mellom kyst og fjord, med unntak i Skagerrak hvor tidevannsamplituden er liten. Unntaket er i situasjoner med stormflo hvor vannstandsendingene og vanntransportene mellom kyst til fjord kan være betydelige. Når

vannet i samme dyp i fjordene og på kysten utenfor har forskjellig tetthet, oppstår det indre trykkforskjeller som forårsaker betydelige vanntransporter i fjordenes mellomlag. Ferskvannstilførselen til fjordene skaper et utstrømmende brakkvannslag, hvor tykkelsen og saltholdigheten er avhengig både av ferskvannstilførselen og vindblandingen (figur 4).

Vannstanden i kystvannet varierer både på grunn av tidevann og meteorologiske forhold, det vil si lufttrykk og vind. Det halvdaglige tidevannet betyr mest for vannutskiftningen mellom fjord og kyst, både på grunn av de relativt hurtige svingningene to ganger per døgn og de forholdsvis store forskjellene i vannstand mellom flo og fjære. Midlere tidevannstransport per km<sup>2</sup> vannoverflate ut og inn i en middels stor fjord (ca. 80 km<sup>2</sup>) fjord øker fra 6–7 m<sup>3</sup> per sekund per km<sup>2</sup> på skagerrakkysten til 25–30 m<sup>3</sup> per sekund per km<sup>2</sup> i Hordaland og ca. 60 m<sup>3</sup> per sekund per km<sup>2</sup> langs finnmarkskysten.

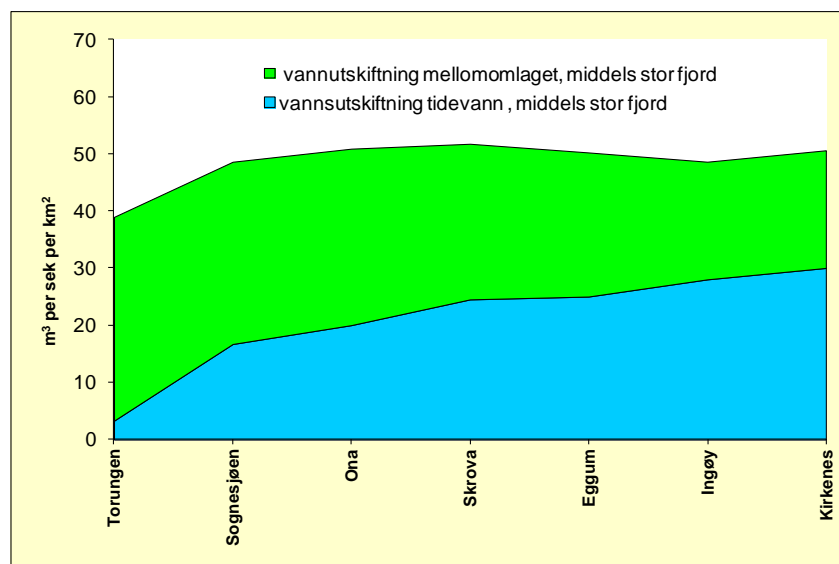
Utgående tidevannsstrøm blander seg med kystvann som på inngående tidevann transporteres inn i fjorden og omvendt. Den effektive tidevannsutskiftningen regnes ofte til om lag 50 % av midlere tidevannstransport, dvs. den øker fra 3–4 m<sup>3</sup> per sekund per km<sup>2</sup> langs skagerrakkysten til ca. 30 m<sup>3</sup> per sekund per km<sup>2</sup> vannoverflate langs finnmarkskysten. Dette viser at den effektive tidevannsutskiftningen i fjordene øker betydelig nordover kysten fra Skagerrak til Finnmark.

Tetthetsendringer ved kysten, som forårsaker trykkforskjeller mellom kyst og fjord, styres vanligvis av vindinduserte opp- og nedstrømninger av kystvann og vertikal vindblanding. Overflatevann er normalt varmere og mindre salt enn dypvann, og derfor lettere. Langs store deler av norskekysten vil sørlige vinder transportere overflatevann inn mot kysten, noe som fører til nedstrømning av lettere kystvann. Motsatt vil nordlige vinder transportere overflatevann ut fra kysten som fører til oppvelling av tyngre dypvann. Situasjoner med oppvelling av dypvann langs kysten fører til innstrømning av kystvann i nedre del av mellomlaget i fjordene (figur 4), med en kompensierende utstrømning av lettere vann i øvre del. Den omvendte sirkulasjonen skjer ved nedstrømning av kystvann. Generelt avtar vannutskiftningen i mellomlaget fra sør mot nord pga. av reduserte tetthetsforskjeller mellom kyst og fjord, og den er størst i sommerhalvåret.

Figur 5 viser hvordan bidragene fra mellomlag- og tidevannsutskiftning i en middels stor fjord endrer seg fra sør mot nord. Langs skagerrakkysten med store tetthetsforskjeller mellom kyst- og fjordvann bidrar vannutskiftningen i mellomlaget med ca. 90 % av vannutskiftningen i fjorden, mens tidevannet har liten betydning. Nordover avtar tetthetsforskjellene mellom kyst- og fjordvann, og bidraget fra tidevannet øker. På finnmarkskysten er f.eks. bidraget fra tidevannet til vannutskiftningen i fjorden økt til ca. 60 %, og bidraget fra mellomlagsutskiftningen redusert til ca. 40 %.

Den økende tidevannsutskiftningen bidrar dermed til å kompensere for den reduserte vannutskiftningen i mellomlaget nordover kysten, og den totale vannutskiftningen over terskeldyp i vår eksempelfjord er derfor tilnærmet konstant nord for Sognesjøen. Under ellers like forhold er det dermed arealet av fjordene som stort sett er bestemmende for den totale vannutskiftning over terskeldyp i fjordene.





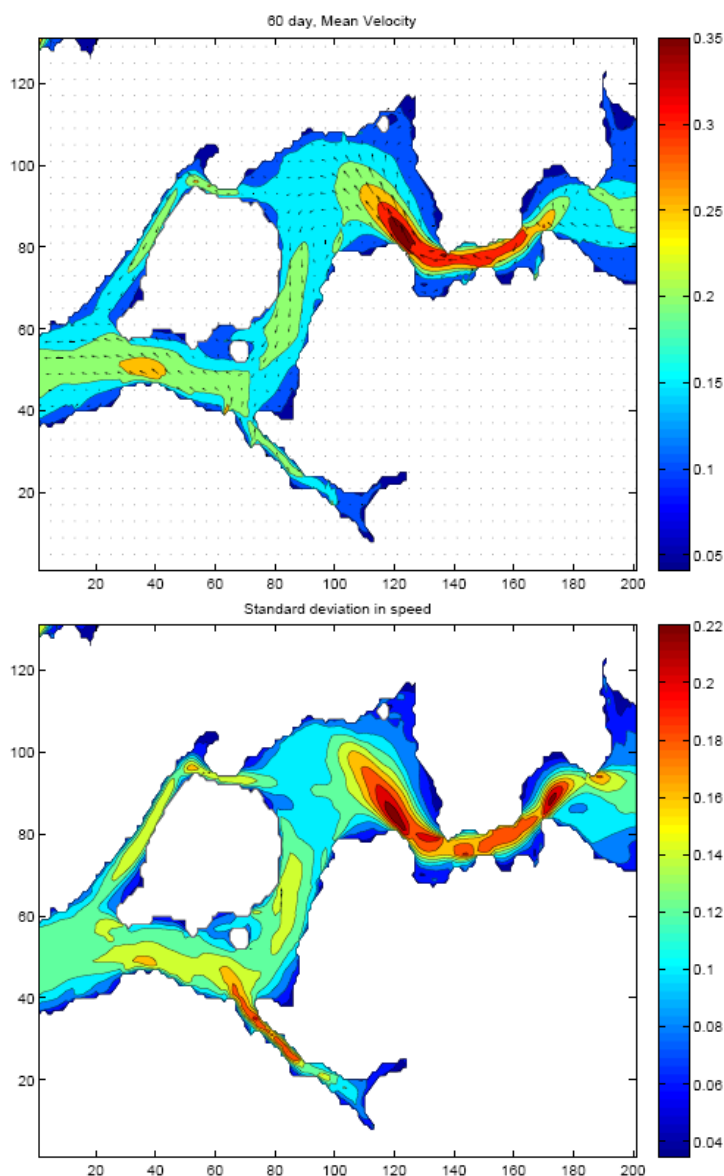
**Figur 5.** Beregnet effektiv tidevann- og mellomlag vannutsiftning over terskeldyp uttrykt som  $\text{m}^3$  per sekund per  $\text{km}^2$  vannoverflate i en middels stor fjord lokalisert fra Skagerrak til Finnmark.

En kan oppsummere at kystvannet transporteres kontinuerlig inn og ut mellom kystområder og over terskelnivå i fjorder langs hele norskekysten, og kyststrømmens retning fører til at kystvann nordover blir ”nedstrøms”. Det vil si at kystvann som eksporteres fra en fjord vil kunne representere vann importert til en fjord ”nedstrøms” (nordenfor). Endringer i kystvannets egenskaper er oftest forårsaket av tilstandsendringer over store avstander og områder langs kysten, og i mindre grad forårsaket av lokale forhold.

#### *Strømmer i fjorder*

Strømmene i fjordene er sterkest og varierer mest i de øverste 10–20 m av vannsøylen. Ved siden av topografiske forhold er strømmene bestemt av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og vannutvekslingen med kystvannet. Trange farvann har ofte sterkest tidevannsstrøm, mens periodevis høye strømhastigheter i de åpne delene av fjordene og indre kystområder som oftest er forårsaket av lokal vind. Vinddrevet strøm har størst betydning i de øverste 10–20 m og er sterkest nær overflaten.

Under normale forhold er strømmene normalt mindre enn ca. 30 cm per sekund. I bukter, bakevjer og sidefjorder kan strømmen være betydelig svakere enn i de åpne fjordområdene. Det finnes relativt få, direkte observasjoner av strøm. Det er imidlertid utviklet moderne numeriske modellsystemer (NORWECOM, Aksnes m.fl. 1995, Skogen m.fl. 1995) som nyttes i forvaltning den dag i dag og er under fortsatt utvikling (NorKyst800, Albretsen m.fl. 2011).



**Figur 6.** Midlere strømfart/retning og variasjon (standardavvik) for strømfart i overflatelaget mellom Vikingnes og Varaldsøy i Hardangerfjorden beregnet med en numerisk fjordmodell med et gridnett på 200 meter. Kolonnene til høyre angir strømfart/standardavvik i meter per sekund.

Slike modellsystemer har etter hvert oppnådd relativt god simulering av fysiske variabler som salt, temperatur og strømmer, basert på lokale drivkrefter som vind, tidevann og ytre drivkrefter (kysten). Modellene har imidlertid klare begrensninger når det gjelder biologiske variabler, og er utilstrekkelige når det gjelder klarlegging av årsaker til endringer i økosystemer. Modellene er i fortsatt utvikling og etterprøves med strømmålinger. Dette vil gi en helt ny kunnskap om strømforholdene i nære kystområder og fjorder i Norge i årene framover. Det blir da mulig å lage detaljerte strømkart slik som vist for Hardangerfjorden i figur 6. Det er en nasjonal målsetting å etablere modellbasert strømkart for alle landets fylker. Fiske- og skjellanlegg har ikke andre systemer for vannutskiftning enn naturlig strøm, og den er avgjørende både for vannkvaliteten inne i anleggene, tilførsler av planteplankton til skjellanlegg, og for miljøpåvirkning fra anleggene. Førespill, ekskrementer og næringssalter blir spredt utover med strømmen, og eventuelle miljøeffekter fra anleggene avhenger derfor i stor grad både av strømforholdene og fjordtopografien.

### *Årlig variasjon i planteplanktonet i kystvann*

Det er stor variasjon i planteplankton gjennom året, både i produksjon, mengde og i artssammensetning. Året starter vanligvis med lave tettheter av planteplankton, for så å eksplodere i mengde og mangfold i forbindelse med våroppblomstringen som er dominert av kiselalger. Den starter vanligvis i februar–mars i Skagerrak og i fjordene på Vestlandet, mens i Nord-Norge inntreffer den 2–4 uker senere. Sommersituasjonen kjennetegnes med relativt lave klorofyllmengder og forholdsvis høy primærproduksjon (fotosyntese) hos planteplanktonet. I løpet av sommeren vil man kunne observere oppblomstringer, f.eks. av kalkalgen *Emiliania huxleyi* eller kiselalger. På sensommeren og høsten vil man igjen kunne få oppblomstringer og mer biomasse, gjerne dominert av flagellater. Mønsteret i planteplanktonets suksesjon går i store trekk igjen fra år til år. Men langs vår langstrakte kyst med stor variasjon i topografi, sirkulasjons- og miljøforhold, som f.eks. ferskvannspåvirkning, er det muligheter for mange lokale avvik i dette mønsteret.

### *Primærproduksjon hos planteplankton*

Typisk årlig primærproduksjon fra planteplankton i kystvannet er 110–140 g karbon per  $\text{m}^{-2}$   $\text{år}^{-1}$ , hvorav ca. 60 % av produksjonen skjer etter våroppblomstringen (Aure m.fl. 2007). Den delen av totalproduksjonen som er basert på næringssalter som er regenerert (fra nedbrytning av organisk materiale) i den *eufotiske sone* utgjør typisk 60 % av totalproduksjonen, mens det resterende såkalt *ny produksjon* på ca. 50 g karbon per  $\text{m}^{-2}$   $\text{år}^{-1}$  baseres på tilført næring fra dypere vann, avrenning fra land eller utvekslet med områdene utenfor. Fjorder med typisk og lav oppholdstid for mellomlagsvann vil i gjennomsnitt motta (og avlevere) langt større organiske mengder som er produsert utenfor fjorden enn i fjorden, som følge av at produksjonsarealene utenfor er mye større enn i fjorden. Ny produksjon tilsvarer den maksimale mengden organisk karbon som kan synke ut fra eufotisk sone.

### *Utsynking og nedbrytning av karbon*

Partikulært organisk materiale (POM) har ofte større tetthet enn vannet og vil synke ned gjennom vannsøylen. Den vertikale transporten gjennom en horisontal flate (areal) til et fjordbasseng er bestemt av partiklenes synkehastighet og konsentrasjon. Også løst organisk karbon kan ha vertikal transport ved at vannmasser synker. Hoveddelen av POM består ofte av planteplankton og dødt marint materiale som f.eks. *fekalier* (avføring) fra dyr. Også fragmenter fra løstrevet tare kan i tilfeller være en betydelig del. I enkelte fjordbasseng kan organisk materiale fra jordbruk, kloakk, fiskeoppdrett osv. også gi vesentlige bidrag til den vertikale transporten av POM. Den midlere vertikale transporten av POM avtar med økende dyp som følge av at det organiske brytes ned og omdannes til  $\text{CO}_2$  og uorganiske næringsstoffer. Tilførselen av POM per flateenhet til et fjordbasseng er bestemt av terskeldypet til fjorden. Eufotisk sone er typisk de øverste ca. 25 m, og vertikal transport av POM avtar dypere enn dette. Dette betyr at fjorder med terskeldyp grunnere enn 25 m vil ha en betydelig større transport av POM per flateenhet til fjordbassenget.

Mengde og egenskap av tilført organisk materiale bestemmer forbruket av oksygen til fjordbassengene. Tilførselen av oksygen er hovedsakelig bestemt av vannutskiftning (innstrømninger). Oksygenforbruket pr volumenet i fjordbassengene øker med økende transport av organisk materiale ned i bassenget, og avtar med økende midlere bassengdyp. Oksygenminimum er bestemt både av oksygenforbruket og lengden av oppholdstiden til bassengvannet. Hyppigheten i innstrømning av oksygenrikt vann er bl.a. styrt av tidevannsindusert vertikalblanding i fjordbassenget. Som nevnt foran øker tidevannet fra sør mot nord, og lengden av stagnasjonsperioden i fjordenes bassengvann avtar derfor generelt

nordover langs kysten. Den totale bæreevnen mht. organisk belastning vil derfor øke fra sør mot nord, og med økende volum av fjordbassengene.

### 3.2.3 Havets karbonpumper

Havet binder karbon på to måter: ved den fysisk-kjemiske og den biologiske karbonpumpen. Den fysiske karbonpumpen er en følge av havvannets evne til å ta opp CO<sub>2</sub>. Den biologiske karbonpumpen utgjøres av summen av en rekke biologiske prosesser som transporterer karbon i organisk og uorganisk form fra den eufotiske sonen i overflaten til dypet.

I det nordlige Atlanterhavet starter dannelsen av dypvann i det store sirkulasjonssystemet mellom verdenshavene (den såkalte termohaline sirkulasjon), ved at kaldt, tungt vann som kommer fra nord synker. Vann sørfra blir kjølt ned og synker. Ved avtagende temperatur øker sjøvannets tetthet og løselighet av CO<sub>2</sub>. Det kalde vannet i det nordlige Atlanterhavet tar derfor opp relativt mye atmosfærisk CO<sub>2</sub> i overflaten før det synker (den fysiske-kjemiske karbonpumpen) og transporterer dermed bort betydelige mengder CO<sub>2</sub> i en langvarig sirkulasjon. Dette vannet frigis først etter noen hundre år hvor det kommer opp til overflaten ved oppvelling i Stillehavet og CO<sub>2</sub> igjen blir frigjort til atmosfæren.

Opptak av CO<sub>2</sub> gjennom fotosyntesen og dannelse av organisk materiale som forblir i havet over lang tid kalles den biologiske karbonpumpen. Binding av CO<sub>2</sub> ved fotosyntesen forutsetter lys og tilgang på næringssalter, og foregår derfor i den eufotiske sone (øvre vannlag). En del av dette karbonet går videre i næringsnettet ved at algene blir spist av primærkonsumenter (f.eks. mikrobielle organismer, dyreplankton, skjell) som igjen kan bli spist av sekundærkonsumenter (f.eks. fisk, maneter). Det resterende planteplanktonet dør og karbonet synker ut av øvre vannlag. Det meste brytes ned av mikrobielle prosesser på veien nedover, mens noe sedimenteres på bunnen. Den vertikale transporten av partikulært organisk karbon under eufotisk sone avtar derfor med dypet. Dyreplankton spiller en viktig rolle både i reduksjon av den vertikale transporten som følge av beiting på planteplanktonet, men bidrar også til økt transport ved at avføring (faeces) kan ha høyere synkerate enn planteplankton (Wassmann 1998). En studie i Balsfjord viser hvordan produksjon av partikulær faeces varierer gjennom sesong og med ulike arter og størrelser dyreplankton (Wexel Riser m.fl. 2010). Nedbrytningen av organisk karbon fører til frigivelse av CO<sub>2</sub> gjennom respirasjon, mens den delen av organiske karbon som føres ned til dypere vannlag og eventuelt sedimenterer på havbunnen bidrar til fjerning av karbon fra de øvre vannlag.

Lagdelingen i fjord- og kystområdene som oppstår ved tilførselen av ferskvann fra land (snø- og bresmelting og nedbør) reduserer muligheten for at CO<sub>2</sub> som dannes (ofte overmettet) i dypere vannlag blir transportert til overflaten for dermed igjen å kunne lekke til atmosfæren lokalt i kystområdene. Hvorvidt disse dypere vannlagene med økt CO<sub>2</sub>, som samtidig får lavt innhold av oppløst oksygen, kommer i snarlig kontakt med atmosfæren eller lagres over lengre perioder avhenger av utskiftingsprosessene i kystvannet. Det er imidlertid grunn til å anta at dype fjorder og kyststrøk virker som retensjonsområder, hvor betydelige mengder organisk materiale kan bli lagret gjennom avsetning av sedimenter på havbunnen.

Det er ikke utført studier av CO<sub>2</sub>-utveksling mellom atmosfæren og fjordområder på Fastlands-Norge, men en chilensk studie av CO<sub>2</sub>-transport mellom luft og havoverflaten i fjord- og kystområder i Patagonia tyder på at fjordene har høy kapasitet for opptak av CO<sub>2</sub> i sommerhalvåret (Torres m.fl. 2011). Også studier i en subarktisk fjord på Grønland viser høye opptak av CO<sub>2</sub> (Rysgaard m.fl. 2012). Det er den biologiske karbonpumpen som driver dette

effektive opptaket, men her er det også et viktig samspill mellom kjemiske, fysiske og biologiske faktorer som omtales som "alkalinity-stratification-biological pump". Opptaket av næringssalter og CO<sub>2</sub> er spesielt effektivt ved lavere saltholdighet på grunn av den lavere bufferkapasitet (lav alkalinitet) i overflatelaget. Karbonet som blir bundet i planteplanktonet synker gjennom sprangsjiktet mellom brakkvannet og det underliggende saltere fjordvannet, hvor det omsettes eller brytes ned (respirasjon) med en lavere effektivitet grunnet en høyere bufferkapasitet. Som nevnt over vil skjebnen til de utsynkende partiklene være avgjørende for om slike fjorder og kyststrøk virker som retensjonsområder (lagringsområder) for organisk materiale gjennom avsetning i sedimentene.

I de siste årene har det blitt et økt fokus på mulig betydning av den mikrobielle karbonpumpen. Havet inneholder et stort lager av karbon som er bundet i oppløste organiske molekyler (DOC) fra nedbrytningen av planter og dyr (Loh m.fl. 2005). Organiske partikler bidrar betydelig med DOC etter hvert som de synker (Noij m.fl. 1999, Alldredge 2000). DOC synker ikke, men kan kun transporteres nedover ved utsynking av vannmasser, f.eks. i den thermohaline sirkulasjonen. Mye av DOC er refraktært med oppholdstider 100–1000 år (Loh m.fl. 2005). Mikrobielle prosesser er bestemmende for både dannelse og forbruk av DOC, og det er uvisst i hvilken grad disse prosessene og dermed DOC lageret vil influeres av endringer i f.eks. temperatur og pH.

Havets evne til å holde på uorganisk karbon reduseres når kalsiumionet (Ca<sup>++</sup>) blir bundet i kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>). Om karbonatet løses igjen i dypet, vil bufferkapasiteten flyttes fra overflatelaget til dyphavet. På grunn av forflytningen i bufferkapasiteten/alkalinitet kalles denne prosessen også for alkalinitetspumpen.

For å kunne forutsi fremtidig utvikling i CO<sub>2</sub>-konsentrasjoner i atmosfæren er det nødvendig å forstå hvordan den biologiske karbonpumpen varierer, geografisk og over tid. Endret temperatur, surhetsgrad, næringstilgang, økologiske interaksjoner f.eks. med mikrobielle organismer, sirkulasjon og omrøring er alle av betydning for produksjon av planteplankton, sjøgress og makroalger og transport av karbon til tilstander som kan betraktes som langtidslagring.

### 3.2.4 Kalsifisering

Det er betydelig oppmerksomhet rundt betydningen av kalkalger (coccolithophorider) i marine algesamfunn for omsetning av karbon og produksjon av CO<sub>2</sub> knyttet til klimaregnskap (Cermeño m.fl. 2008). Mens algegruppen kiselalger (diatomeer) som bygger sitt skall av silisium bidrar til utsynking av organisk bundet CO<sub>2</sub> og er en effektiv biologisk karbonpumpe, vil forekomst av kalkalgene resultere i produksjon av CO<sub>2</sub> og motvirke den biologiske karbonpumpen. Kalkalger som kan stå for en betydelig primærproduksjon i marine algesamfunn, bygger sitt kalkskall av kalsiumkarbonat (CaCO<sub>3</sub>) gjennom det vi kaller *kalsifisering*. Kalkskall dannes også av en stor gruppe av encellede planktoniske dyr som kalles formaminiferer. I dannelsen av kalsiumkarbonat vil det imidlertid produseres CO<sub>2</sub>, hvor karbonet kommer fra havets store lager av bikarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Den biologiske karbonpumpen kan dermed være både en kilde og et sluk med hensyn på CO<sub>2</sub>. Også koraller, skjell og pigghuder danner skall gjennom kalsifisering.

I havet er løst uorganisk karbon (DIC) dominert av bikarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Bikarbonat og kalsium (Ca<sup>++</sup>) er i balanse gjennom likevekten: Ca<sup>++</sup>+2HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> ⇌ CaCO<sub>3</sub> ↓ + CO<sub>2</sub> ↑ + H<sub>2</sub>O. Ved dannelse av kalkskall (CaCO<sub>3</sub>) vil to karbonatomer fra bikarbonat overføres til henholdsvis

kalsiumkarbonat og CO<sub>2</sub>. Løst CO<sub>2</sub> i havet vil dermed øke og CO<sub>2</sub> vil før eller senere kunne avgis til atmosfæren. Noe CO<sub>2</sub> vil tilbakeføres til bikarbonat, avhengig av vannets bufferkapasitet. Under dagens forhold vil det produseres 0,6 tonn CO<sub>2</sub> per tonn kalsiumkarbonat som dannes, mens det forventes at havets bufferkapasitet vil reduseres ved økt surhet. Basert på prediksjoner fra IPCC (2001) for 2050 vil forholdet produsert CO<sub>2</sub> ved kalsifisering da være 0,79. Under forutsetning av uforandret kalsifisering vil dette føre til økt produksjon av CO<sub>2</sub> og potensielt økt tilførsel til atmosfæren. Redusert kalsifisering som følge av økt forsuring vil redusere denne effekten. Det knyttes imidlertid stor usikkerhet til disse antagelsene og det illustrerer kompleksiteten i forholdet mellom kjemiske og biologiske prosesser i havet.

Skalldannelse hos skjell har også fått stor oppmerksomhet knyttet til hvilke rolle dette har i spørsmål rundt CO<sub>2</sub> i det marine miljø. I en undersøkelse av sandskjellet Asian clam (*Potamocorbula amurensis*) som har invadert San Fransisco-bukten i USA, beregnet Chauvaud m.fl. (2003) at CO<sub>2</sub>-produksjonen fra kalsifisering (18 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>) og skjellenes respirasjon (37 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>) var mer enn det dobbelte av primærproduksjonen i bukten (20 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>). De konkluderte at netto frigivelse av CO<sub>2</sub> ved kalsifisering og respirasjon må inkluderes i regnskap for CO<sub>2</sub>-binding, og det er nødvendig å vurdere bidraget den økende kolonisering av estuarier i kystområder har som følge av spredning av skalldannende organismer ved f.eks. ballastvann og økt akvakultur på skjell. Ved dannelse av kalkskall (CaCO<sub>3</sub>) vil karbon dannet fra karbonat kunne deponeres, som f.eks. i skjellsandforekomster langs kysten. Det kan også bli transportert til større dyp.

### 3.2.5 Karbonfangst og lagring i fjorder

På grunnlag av undersøkelser i Chile og på Grønland synes fjorder å være effektive i å ta opp (fange) atmosfærisk CO<sub>2</sub> gjennom den biologiske karbonpumpen. Torres m.fl. (2011) beregner for fjordområdene i Patagonia (Chile) en CO<sub>2</sub>-opptaksrate tilsvarende 60 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>, men det er heftet betydelig usikkerhet til dette estimatet som i første rekke er knyttet til turbulensprosesser i overflatelaget (primært vindblanding). Typisk ny primærproduksjon eller opptak av CO<sub>2</sub> i norske kyst- og fjordområder på 50 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> samsvarer imidlertid med dette estimatet. Basert på antatt areal for de chilenske fjordene på 100 000 km<sup>2</sup> er det beregnet at området tar opp 3 millioner tonn karbon (11 millioner tonn CO<sub>2</sub>) i vår-/sommersesongen.

En stor andel av det organiske karbonet som synker ut fra eufotisk sone vil brytes ned til CO<sub>2</sub>, og fjordenes bassengvann kan bli CO<sub>2</sub>-overmettet i forhold til atmosfærisk CO<sub>2</sub>. Bassengvannet erstattes med vann utenfra med en syklus som typisk varierer fra noen år til noen titalls år, med generelt økende hyppighet nordover langs kysten. Ved utskiftning av overmettet bassengvann vil dette løftes og føres ut av fjorden i mellomlaget over terskelnivå. Tyngden på dette vannet i forhold til det omgivende vann vil være avgjørende for hvorvidt det vil blandes med overflatevann og få kontakt med atmosfæren. Kystvannet som mottar dette utskiftete bassengvannet, er gjennom det meste av året lagdelt med en netto utsynking av partikler. Bassengvannet som typisk er relativt tungt, og har høyt innhold av både CO<sub>2</sub> og næringssalter, vil trolig bidra til ny dannelse av partikulært organisk karbon og sedimentering. Kystvannets forflytning langs hele kysten, og kontinuerlig utveksling over terskelnivå mellom kystområder og fjorder, transporterer store mengder partikulært karbon. Utsynking av partikulært karbon som transporteres over fjordbassengene til avsetning i sedimentene, kan dermed fremstå som "sedimenteringsfeller" som har et produksjonsområde betydelig større enn fjordene selv.

Den andelen partikulært organisk karbon som havner på bunnen, vil kunne langtidslagres i sedimentene. Fjorder var effektive ”sedimentfeller” i forbindelse med tilbaketrekking av breisen, i første rekke gjennom avsetning av mineralsk materiale fra land (Aarseth 1997), men også for partikulært organisk materiale av både terrestrisk og marin opprinnelse (Sepúlveda m.fl. 2005, Ivanochko m.fl. 2008). Basert på en rekke ulike parametre fra sedimentanalyser i en chilensk fjord, ble fluktuasjoner i planteplanktonproduksjonen rekonstruert, og avsetningshastigheter for organisk karbon ble beregnet til å øke fra 10 til 30–35 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> gjennom det siste århundre (Sepúlveda m.fl. 2005). De antatt høye verdiene kan ha sammenheng med tilførsel av refraktært organisk karbon fra land. Også isotopmarkører er brukt til sporing av ulike kilder avsatt i sedimenter siste 300 år i en kanadisk fjord (St-Onge m.fl. 1999). Det er grunn til å anta at dype fjorder og kyststrøk virker som retensjonsområder, hvor betydelige mengder organisk materiale kan bli lagret gjennom avsetning av sedimenter på havbunnen.

Karbontransport i kystvannet har gjennom kyststrømmen også utveksling med utenforliggende havområder. Nordsjøen er av de mest studerte havområder vedrørende utveksling av CO<sub>2</sub> med atmosfæren, og Norskerennen er omtalt som en ”CO<sub>2</sub>-felle” for den vertikale flux av partikler generert fra den biologiske karbonpumpen i området (Thomas m.fl. 2005; Bozec m.fl. 2005; Prowe m.fl. 2009; Kühn m.fl. 2010). I de nordlige dypere deler av Nordsjøen fører den biologiske karbonpumpen sammen med sirkulasjonsmønsteret til at karbon i dypere vannlag blir transportert nordover og ut i det nordatlantiske sirkulasjonssystemet. Det er liten kunnskap om netto opptaksområder i Norskehavet og transport av karbonet som blir ført ut med bassengvannet fra fjordene til en netto transport mot dypet, og grunnlag mangler for å kunne anslå omfanget av et slikt bidrag.

### 3.2.6 Karbonfangst og lagring i akvakultur

Det er generelt sett begrenset oppmerksomhet rundt karbonfangst i akvakultur (Bunting og Pretty 2007) sammenlignet med f.eks. effekter framtidig forsuring av havet kan ha på ulike arter i akvakultur. Det er som nevnt over uttrykt bekymring for økt produksjon av skjell i akvakultur, knyttet til CO<sub>2</sub>-produksjon ved skalldannelse (Chauvaud m.fl. 2003). En studie av Tang m.fl. (2011) tar imidlertid utgangspunkt i den store produksjonsøkningen (over 10 millioner tonn) i akvakultur av skjell og tare i Kina, hvor de presenterer beregninger av årlig opptak av karbon i skjell dyrking på 3,8 millioner tonn og høstet skjell biomasse på 1,2 millioner tonn karbon per år. Det påpekes at kalsifiseringen produserer CO<sub>2</sub>, men at dette bindes i den omfattende primærproduksjonen (tare- og planteplankton) i kystområdene hvor skjell dyrkingen forgår. Det hevdes videre at kultivering har en viktig rolle i opptak av karbon, og derfor kan bidra til å øke økosystemets kapasitet til fangst av CO<sub>2</sub>. Det argumenteres for økt fokus på problemstillingen, med henvisning til den kompliserte sammenheng mellom den store kultiverte produksjonen og karbonomsetningen i kystøkosystemet.

På tilsvarende måte som dyreplankton påvirker vertikal transport av partikulært karbon i fjorder (Wexel Riser m.fl. 2010), vil etablering av skjell dyrking i fjorder kunne føre til en effektiv beiting av planteplanktonet til matproduksjon, og produksjon av avføring som vil kunne øke vertikal transport av organisk karbon (Cranford m.fl. 2012). Nye studier av fødeopptak og karbonomsetning hos blåskjell i norske fjorder viser at skjellene tilpasser seg et stort spekter av fødekonsentrasjoner (Strohmeier 2009, Jansen 2012). Av karbon tatt opp gjennom føden vil 10–20 % gå til vekst og 30–40 % utskilles som partikulær avføring. Resten respireres til CO<sub>2</sub>.

Kystvannets egenskaper er svært viktig for matproduksjon, samt for rekreasjon, fritidsfiske, turisme og tilknyttet næringsvirksomhet, langs hele kysten av Norge. Selv om kyst- og fjordområdene består av mange ulike økosystemer, er kystvannet en felles komponent. Den norske kyststrømmen fungerer som en "elv" som transporterer kystvannet og dets bestanddeler, som f.eks. mikroalger, DOC og oppløst CO<sub>2</sub>, gjennom fjordene og kystrøkene fra sør til nord. Det er i disse vannmassene primærproduksjonen foregår, og kystvannet utgjør oppvekstmiljøet for larver av blant andre sild og torsk, er hovedhabitat for arter i oppdrett, og er mottaker av utslipp knyttet til f.eks. landavrenning og havbruk. Utallige organismer lever hele livet i disse økosystemene. Det betyr at kysten er et viktig område for mange arter, den har et stort biologisk mangfold. Følgelig er kystvannets egenskaper og dets virkning på våre kystøkosystemer også av stor forvaltningsmessig betydning.

### 3.2.7 Naturlige ressurser

Kommersielt utnyttede kystfiskeressurser utgjør en relativt liten del av det totale norske fiskeri. I 2007 utgjorde kystfisket 472 000 tonn av totalt 2,3 millioner tonn. De viktigste fiskeslag som utnyttes er torsk, kveite, breiflabb, rognkjeks/kall brisling, leppefisk (til bruk i fiskeoppdrett), samt noe jakt på steinkobbe og havert. Innen skalldyr er det sterke tradisjoner for utnyttelse av taskekrabbe og hummer. I tidligere tider ble det i noen grad høstet skjell til konsum, og for noen regioner var fisket etter skjell til agn betydelig. I senere tid har fisket på kongekrabbe i nord fått stor verdi, og stort kamskjell høstes regionalt. Tare representerer den viktigste naturlige ressurs lavt i næringsnettet som nå utnyttes i Norge.

### 3.2.8 Avakultur

Akvakultur i Norge er dominert av oppdrett av laksefisk, med en samlet produksjon på over 1 million tonn på ca. tusen lokaliteter langs kysten. Produksjonen er karakterisert ved et høyt teknologisk og industrielt nivå, betydelige bærekraftsutfordringer og antatt økende begrensning i tilgang på fôrressurser. Norge står internasjonalt i en særstilling med unike naturgitte forutsetninger for effektiv og bærekraftig produksjon, i første rekke grunnet store mengder vann og arealer i beskyttede kystområder.

Fjord- og kystmiljøet utgjør de grunnleggende rammebetingelsene for akvakultur og er bl.a. en forutsetning for den norske suksessen innen lakseproduksjon. De fysiske, kjemiske og biologiske forholdene i kyst- og fjordområdene karakteriseres av bl.a. parametre som strøm, temperatur, saltholdighet, næringsalter, planteplankton og oksygenforhold. Kunnskap om naturlige nivåer og naturlige variasjoner i fjordmiljøet vil derfor bidra med en svært viktig informasjon i beslutningsprosessene i framtidens akvakulturforvaltning. Like viktig er det å forutse konsekvenser av framtidens akvakulturvirkosomhet.

Utviklingen av nye havbruksarter er sterkt preget av vår tradisjon og kystkultur, som i første rekke er basert på utnyttelse av fisk og noen krepsdyr (hummer, krabbe). Norge mangler kultur for utnyttelse av sjøprodukter lavt i næringsnettet, noe som står i kontrast til de fleste andre store akvakulturnasjoner.

#### *Fiskeoppdrett*

Fiskeoppdrett langs kysten foregår fra Rogaland til Finnmark, med størst produksjon mellom Hordaland og Nordland (Gullestad m.fl. 2011). Havforskningsinstituttet gir årlig risikovurdering vedrørende miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett (Taranger m.fl. 2011). Denne



vurderingen er knyttet mot eksisterende aktivitet og betraktninger om framtidig økt produksjon av fisk i norsk akvakultur. For utslipp av organisk avfall fra fiskeoppdrettsanlegg har man hittil hatt mest fokus på lokale effekter, men nå er det økt oppmerksomhet på regionale virkninger. Dette gjelder både næringssalter i overflatevann og partikler som synker ut til bassengvannet, og videre til bunnen. For Hardangerfjorden er det gjort innledende undersøkelser som viser liten regional påvirkning både fra utslipp av næringssalter og partikulært karbon. Men, det er foreslått å overvåke dype bunnstasjoner for å klarlegge mulige langtidseffekter. Dette er også relevant i forhold til eventuell annen organisk påvirkning i fjordmiljø.

Fiskefôr inneholder en økende mengde terrestrisk råstoff (20–50 %). Nedbrytning av disse stoffene i det marine miljø vil sannsynligvis avvike fra marine råstoff. Dette skyldes at terrestriske elementer inneholder forbindelser som ikke er vanlige i sjø. Omsetningshastighetene av organisk materiale på bunnen vil dermed kunne endres, hvilket kan påvirke miljøeffektene.

For å forstå dynamikken knyttet til effektene av utslipp fra fiskeoppdrett på økosystemet i kystvannet, er det utført prosessstudier som følger avfallsstoffer inn i økosystemet (Kutti 2009, Valdemarsen m.fl. 2012, Olsen m.fl. 2011, Jansen 2012, Handå 2012). Det er et sterkt fokus på utvikling av metoder for å spore avfallet gjennom næringsnettet (Redmond m.fl. 2010, Olsen m.fl. 2011), også inkludert utvikling av molekylære teknikker (Troedsson m.fl. 2011). Dette er nødvendig for på sikt å kunne kvantifisere karbonomsetning i økosystemet, og forstå bidraget fra antropogene (menneskeskapte) kilder som fiskeoppdrett.

### *Skjelldyrking*

Det produseres om lag 2000 tonn blåskjell i Norge, med kommersielle aktører i Trøndelag og Nordland. Blåskjell dominerer den totale skjellproduksjonen, som også innbefatter artene stort kamskjell og europeisk flatøsters. Skjellene dyrkes i havbeite på bunnen og på utstyr hengende fra blåser på overflaten. Det eksisterer teknologi for effektiv drift av skjelldyrking og hengekulturer med oppdrift under overflaten for blant annet å fjerne visuell påvirkning. Næringsutviklingen av skjelldyrking har vært fragmentert og lite målrettet. Generelt kan forskningsinnsatsen på skjell oppfattes som høy sammenlignet med størrelsen på dagens næring, men lav sett i lys av det store potensialet. Det er bygget opp flere kompetansefelt som hevder seg og har en internasjonal posisjon. Eksempler på kompetansefelt finnes innen overvåkning og analyseutvikling av algegifter, skjellsykdommer, yngelproduksjon i klekkeri, styrt produksjon av mikroalger, fødeopptak, utstyrsutvikling for dyrking av blåskjell (Smartfarm) og havbeite med kamskjell.

I Fiskeridirektoratets gjennomgang og opprydning av tillatelser for skjelldyrking (Christiansen 2009), viste en spørreundersøkelse at den samlede planlagte produksjon for 2015 og 2020 var henholdsvis 59 000 og 152 000 tonn, med gjennomsnittlig 250 og 570 tonn per tillatelse. I rapporten for fremtidig lokalitetsstruktur i blåskjellnæringen (Anonym 2010), ble det foreslått 26 produksjonsområder/soner for skjelldyrking med totalt 183 eksisterende lokaliteter. Forslag om begrensning av skjelldyrking til soner ble gjort på bakgrunn av økte kostnader for overvåkning i henhold til EU-regelverk. I rapporten ble det antatt en gjennomsnittlig produksjon per tillatelse på 100 tonn per år, dvs. eksisterende kapasitet på 18 300 tonn. Samlet areal for produksjonsområdene tillater betydelig større produksjon. Erfaringsmessig er produksjon i anlegg i forhold til arealbruk i Norge på 150–200 tonn per km<sup>2</sup> tilfangsområde (Aure m.fl. 2001, Hovgaard m.fl. 2005).

Skjellnæringen har i mange områder hatt store utfordringer med giftige alger (planteplankton) som begrenser muligheten for omsetning til konsum. Norge er bundet av EØS-regelverk når det gjelder kontroll av algetoksiner i skjell. Vi har høy kompetanse og en god overvåkning av skjell som skal omsettes til konsum. Problemer med algegifter har gitt blåskjellnæringen store utfordringer med hensyn til forutsigbarheten for høsting av blåskjell. I visse områder, som f.eks. indre deler av ulike fjorder på Vestlandet, har det i en årrekke bare vært korte tidsvinduer for høsting av skjellene. I andre områder er det store variasjoner i mulighetene for høsting fra år til år. I Sør-Norge har giftproblemene vært betydelig færre, mens i andre deler av landet, som blant annet i Nord-Norge, har problemene med algegifter økt. Disse problemene har også vært en vesentlig faktor for at videreutviklingen i skjellnæringen har stoppet opp.

Selv om problemene med giftige blåskjell varierer med tid og sted, vil det i prinsippet alltid kunne være områder som har giftfrie skjell. Dette vil kunne åpne for at det er mulig å levere skjell kontinuerlig. Denne strategien har vært foreslått av flere aktører som en løsning på de ulike utfordringene med algegifter. I rapporten for fremtidig lokalitetsstruktur i blåskjellnæringen (Anonym 2010) ble vurdering av risiko for giftige alger brukt som kriterier for forslag til fremtidige produksjonsområder.

Utviklingen av skjellnæringen har i tillegg til giftproblematikken vært begrenset av tilgang til et stort internasjonalt marked, logistikk knyttet til transport mot markedet, delvis lav produktkvalitet, og kapitaltilgang. Sammenlignet med de fleste produksjonsområder for skjell i andre land, er planteplanktonets biomasse i det norske kystvannet karakterisert ved lave konsentrasjoner i lange perioder etter våroppblomstringen. Dette krever riktig lokalisering og fordeling av skjellbiomasse som er tilpasset produksjonskapasiteten for føde, og impliserer ofte større arealer enn på lokaliteter med høy fødeproduksjon. Dyrkingstetthet for blåskjell i anlegg med bæreliner er mest bestemt av fødekonsentrasjon og dernest av vannstrøm til anlegget (Rosland m.fl. 2011). Muligheten som ligger i å stimulere produksjonen av planteplankton i fjorder ved kontrollert oppvelling, åpner imidlertid for høy produksjon på langt mindre areal. De unike naturgitte gode forholdene for produksjon av laksefisk i Norge med hensyn på store mengder vann og arealer i beskyttede kystområder, er også gjeldende for produksjon av skjell. Vi har naturgitte forutsetninger for produksjon av betydelige mengder skjell langs store deler av kysten ved å tilpasse produksjonsmetoder og gjøre tiltak for å utnytte det store potensialet med hensyn på areal og stimulert produksjon.

#### *Tare dyrking*

Se kapittel 4. Tarevekst og produksjon.

#### *Integrerte løsninger*

Miljøvirkninger av akvakultur blir ofte søkt løst gjennom former for integrerte løsninger og bioremediering, dvs. bruk av levende organismer eller bioteknologisk kunnskap til å opprettholde miljøkvaliteter og et funksjonelt økosystem. Kunnskapsbasert forvaltning, miljørettet teknologi og integrerte løsninger er eksempler på tiltak som legges til grunn for en framtidig økt produksjon i akvakultur.

#### *Integrert multitrofisk akvakultur (IMTA)*

Begrepet IMTA har fått stadig mer plass når utvikling av et bærekraftig havbruk diskuteres både i internasjonale fora og etter hvert også i Norge (Olafsen m.fl. 2012). Konseptet IMTA involverer oppdrett av flere arter på ulike trofiske nivå i næringsnett, hvor avfall fra arter som føres blir utnyttet av arter på et lavere nivå. I Norge er det foreslått å anvende IMTA i

utnyttelse av avfall fra fiskeoppdrett til produksjon av skjell og makroalger (bl.a. tare) (Handå 2012, Anonym 2012).

Partikler i form av fôrspill og avføring fra fisk synker ut fra anleggene, og tas opp av skjell som filtrerer partikler fra vannmassene. Avfallsprodukter løst i vannet som hovedsakelig skilles ut over fiskens gjeller, tas opp som næringsalter i tare. Uttak av avfall fra fiskeoppdrett på et lavere nivå i næringsnettets omtales som organisk ekstraksjon av det partikulære avfall (fôrspill og avføring) og uorganisk ekstraksjon av løste avfallsprodukter (fra gjeller og lekkasje fra partikler). I definisjonen av IMTA er det forutsatt at artene som står for denne ekstraksjonen skal ha kommersiell verdi og dermed bidra til økt total lønnsomhet.

Formålet med å utnytte avfallet og energien som går tapt i fiskeoppdrett er å bidra til å forbedre ulike forhold knyttet til havbruk, særlig miljøpåvirkning, bærekraftig ressursbruk, langsiktig lønnsomhet og omdømme i samfunnet. Mulighetene for ekstraksjon av avfall fra et fiskeoppdrettsanlegg vil være avhengig av hvordan dette fordeler seg når vannstrømmen fører det vekk fra merden. Tunge partikler vil raskt synke mot bunn under anlegget, mens de fineste partiklene og løste avfallsstoffer lett føres med strømmen. Konsentrasjonen av partikler og avfallsstoffer vil avta med økende avstand fra fiskeoppdrettsanlegget, og for å kunne ekstrahere dette avfallet vil det være nødvendig å plassere skjell- eller tareanlegg i avstand fra fiskemerdene hvor utnyttelsen er effektiv. På samme måte som fiskemerdene bremser vannstrømmen som følge av friksjonskrefter, vil også et anlegg for dyrking av skjell eller tare (gjærne et bøyestrekkanlegg) bremse vannstrøm og dermed tilgangen på vitale komponenter som oksygenert vann til fisk i merdene, fødepartikler til skjell og næringsalter til tare. Det vil også redusere transport av avfallsprodukter ut av merdene. Ulempene ved redusert vannstrøm ved plassering av skjell- eller tareanlegg i nærheten av fiskeoppdrett, må inkluderes når muligheter for anvendelse av IMTA skal vurderes.

Et annet avgjørende forhold i spørsmålet om anvendelse av IMTA, er hvorvidt artene som skal vokse på avfallet fra fiskeoppdrett ekstraherer partikler og næringsstoffer direkte, eller om ekstraksjonen balanserer utslippet til et område som kan være en avgrenset bukt, fjord eller en kyststrekning. I forsøk med skjell plassert i nærheten av fiskeoppdrett har man foreløpig lyktes i å oppnå bedre vekst hos blåskjell høst og vinter når naturlig fødekonsentrasjon er lav, mens det var ingen forskjell i vekst for hele året (Handå m.fl. 2012).

I et IMTA-system skal f.eks. tare også kunne ta opp næringsalter som frigjøres ved nedbrytning av avfallspartikler, eller skjell utnytte planktonalger som har vokst på løste avfallsstoffer. Beregninger av nærings- og energistrømmer i komplekse næringsnett vil imidlertid kreve omfattende prøvetakingsprogram, og forutsetter kunnskap om økosystemers funksjon på et detaljnivå som foreløpig mangler i de fleste kystområder. Nye studier av næringsomsetning ved blåskjell dyrking illustrerer noe av denne kompleksiteten (Jansen 2012). En forenklet tilnærming kan være å beregne balansen mellom næring eller energi som tilføres systemet, og hvor mye som kan fjernes ved høsting av arter lavere i næringsnett, f.eks. avgrenset av en bukt, en fjord eller en kyststrekning.

Det aller meste av utslippet av organisk avfall fra fiskeoppdrettsanlegg har lokale effekter på bunn. I økende avstand fra utslippet vil den biologiske responsen på bunn avta (Kutti 2009), men mange organismer som blir stimulert av tilførselen av organisk materiale er betraktet som potensielle kandidater i IMTA (Handå 2012). Eksempler på dette er pigghuder (kråkeboller og sjøpølser), krepsdyr (reker) og børstemark. Det er konkludert med at det ikke er en generell regional overbelastning av organiske materiale i fjordene og på kysten som følge av oppdrett,

men oppmerksomheten mot regionale effekter knyttet til sårbare habitater og arter (Taranger m.fl. 2011) har økt.

#### *Integrert vannkraftenergi og fjordkultivering*

Endret ferskvannstilførsel i fjorder som følge av kraftutbygging, påvirker fjordmiljøet og produksjonskapasiteten for planteplankton. Kontrollert oppvelling ved bruk av ferskvann fra kraftanleggene kan betraktes som en gjenoppretting av miljø og produksjonsforholdene, og dermed kan energiproduksjon gjennom vannkraft og tiltak innen fjordkultivering integreres.

#### *Integrert arealbruk*

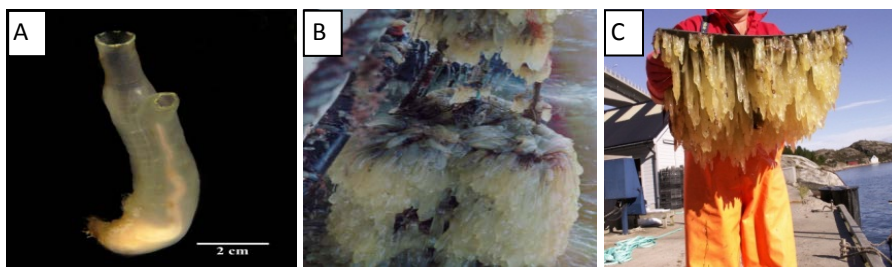
Med bakgrunn i begrensninger i arealtilgang og behov for alternative kilder til fôrressurser, er det forslått å ta i bruk lokaliteter for fiskeoppdrett til dyrking av blåskjell i perioder for brakklegging. Bakgrunnen for dette er blant annet at lokalitetene er klarert med hensyn til arealbruk og har infrastruktur, oppankringssystem og driftsmidler som kan anvendes for produksjon av blåskjell. Lokalitetene har god gjennomstrømning, og vil sannsynligvis egne seg svært bra til produksjon av skjell. En produksjon av skjell rettet inn mot industriell utnyttelse kan i stor grad bruke den logistikken fiskeoppdrett allerede besitter. Det er også vurdert eventuelle interaksjoner mellom artene (IMTA), samtidig som en kan sette uttak av nitrogen, fosfat og karbon via blåskjellene inn i en totalsammenheng (Bodvin m.fl. 1996, Lindahl 2011).

#### *Blåskjell som råstoff til fôr*

Produkter som blåskjellolje (brukes som *kjemoattraktant* i fôr og åte) og protein fra blåskjell er vurdert som råstoff til fôr til blant annet fiskeoppdrett. Ernæringsforsøk med fôring av blåskjellpulver tilsatt fôr til laks og torsk, viste liten effekt som attraktant og ingen negative effekter ved erstatningen av fiskemel opp til 8 %. Lave doser av diarétoksiner ga ingen effekt på vekst eller spiseatferd hos fisken (Duinker m.fl. 2004). I Sverige er det etablert en prøveproduksjon av blåskjellmel basert på utkastskjell der kun innmaten brukes (Lindahl 2011).

#### *Dyrking av sekkedyr til energi*

Sektedyrr eller kappedyr (Tunicata, figur 7A) er mest kjent som en problemorganisme innen havbruk, fordi den etablerer seg i store tettheter på mange ulike substrater (figur 7B) og vokser hurtig. Dyrene spiser planteplankton og organiske partikler som den filtrerer fra vannet, og består av en *celluloseholdig* kappe som omslutter de indre organene. Innledende undersøkelser (figur 7C) tyder på at dyrking har et stort potensial, og den er nå vurdert som interessant for storskala produksjon av råstoff til bioenergiproduksjon. Det er registrert tettheter på ca. 10 000 individer  $m^{-2}$ . Veksten er høy selv ved lave temperaturer, og i dyrking på hengende strukturer kan det oppnås en biomasse på 100–300  $kg m^{-2}$ . Innhold av vann er ca. 95 %, men kombinasjonen av passende dyrkningsstrukturer, høsteteknikk og prosessering gjør at innholdet av sukker og fett effektivt kan utvinnes og benyttes i energiproduksjon for produksjon av bioetanol og biodiesel. Fordeling av biomasse som er tilpasset fødetilgang vil være viktig i optimalisering av produksjonen (Rosland m.fl. 2011). Teoretisk vil det under optimale forhold på slike anlegg kunne produseres 10  $kg$  fett  $m^{-2}$  og 30  $kg$  sukker  $m^{-2}$ , eller henholdsvis 10 000 og 30 000 tonn sekkedyr  $km^{-2}$ . Dette er særlig interessant da produksjonsformen ikke konkurrerer med annen landbasert matproduksjon, og dyrene heller ikke er en hovedkomponent i det næringsnettet vi normalt høster av til matproduksjon i havet.



**Figur 7.** Sekkedyr (*Ciona intestinalis*) A) voksent individ B) sekkedyr som begroing på utstyr for skjell dyrking C) vekstforsøk på PVC-substrat. Foto: T. Magnesen og J.M. Bouquet.

### 3.2.9 Vassdragsregulerings virkning på primærproduksjon i fjordene

Som følge av vassdragsreguleringer har det vært en klar endring i ferskvannstilførselen til norske fjorder. Det skjer en omfordeling av ferskvann fra sommer til vinter. Ferskvann som naturlig tilføres fjorden fra snøsmelting og regn om sommeren, blir magasinert for å bli produsert og tilført fjorden i den kalde årstiden.

Oppmerksomheten omkring virkninger av vassdragsreguleringer på fjord- og kystfarvann har tidligere vært betydelig, og det er sammenfattet flere rapporter (Skreslet m.fl. 1976; Kaartvedt 1984; Andreassen og Asvall 1985). Kaartvedt (1984) som oppsummerte litteraturen over emnet vassdragsregulerings virkning på fjorder, påpekte at det er grunn til å anta at reguleringer med økt ferskvannstilførsel om vinteren kan føre til redusert vertikal tilførsel av næringsalter til øvre lag ved at økt stabilitet (lagdeling) i overflatelag hindrer innblanding av dypereliggende næringsrikt vann. Dette kan redusere grunnlaget for den naturlige våroppblomstring i fjordene. Det er imidlertid antydnet at effekten er ubetydelig for fjorder lengst nord i landet fordi reguleringsdannete brakkvannslag her vil være begrenset. Det er videre antydnet at mindre ferskvannsmengder om sommeren kan gi bedre næringsforhold ved at dybden av vind- og tidevannsblending øker.

Tilførsel av ferskvann i fjorder er en kilde til næringsalter, oppløste organiske stoffer og partikler. Endringer i ferskvannstilførselen kan føre til endret sammensetning og kvalitet på vannet som følge av f.eks. økt erosjon og transport ved stor vannføring og sedimentering av partikler i ferskvannsmagasiner (Kaartvedt 1984). Lignende effekt er ventet som følge av klimaendringer med mildere vintre og økt vinteravrenning, hvor modellsimuleringer indikerer 15–20 % høyere primærproduksjon i et fjordområde (Kaste m.fl. 2006). Regulering av ferskvannstilførselen vil kunne føre til endringer som kan påvirke både næringsstilgang og lysforhold.

Kaartvedt (1984) oppsummerer med at ferskvannstilførsel kan være av vesentlig betydning for næringsstilførsel, lagdeling, horisontal transport og lysforhold i fjorder. Han slår fast at endret tilførsel vil gi endrete produksjonsforhold i mottaksfjorden, men da ulike faktorer kan motvirke hverandre samtidig som effekter vil endres langs geografiske gradienter, er det ikke grunnlag for å forutsi fortegn og størrelsesorden i denne prosessen. Senere er det gjort studier av hvordan endret ferskvannstilførsel i fjorder kan påvirke fordeling av dyreplankton (Kaartvedt og Svendsen 1990; Kaartvedt og Svendsen 1995) og giftige alger (Kaartvedt m.fl. 1991).

I senere år har økt lyssvekkning i fjorder, og den betydningen dette kan ha for endringer i økosystemet (primærproduksjon og byttesøk basert på syn), fått økt oppmerksomhet (Aksnes m.fl. 2009). Økt lyssvekkning antas å ha sammenheng med økt tilførsel av DOC fra land

(terrestrisk) som følge av økning i nedbør, høyere temperatur og medfølgende vegetasjonsendringer (Larsen m.fl. 2011). Økt algeproduksjon gjennom f.eks. økte næringssaltutslipp bidrar også til økte konsentrasjoner av DOC. Endringer som følge av økte terrestriske tilførsler av DOC, vannkraftreguleringer og utslipp fra havbruksnæringen, vil påvirke fjorder langs store deler av kysten. Det er derfor etter hvert nødvendig å se dette i et kystsystemperspektiv.

For Lysefjorden i Rogaland er det beregnet at tilførselen av ferskvann til fjorden i perioden april–september ble redusert fra  $96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  til  $58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , eller med 30–40 % etter oppstart av vannkraftanleggene i 1935 og 1952 (Aure m.fl. 2001, Aure m.fl. 2007). Ferskvannet inneholder mye nitrat og silikat, men ubetydelig med fosfat. Erfaringer fra andre fjorder viser at primærproduksjonen er lavere når næringstilførselen er basert på ferskvann med stort underskudd av fosfat. Man mangler opplysninger om i hvor stor grad næringssaltene fra ferskvannet blir omsatt til lokal produksjon (Aure m.fl. 2001). Med antagelse om at 80 % av næringssaltene blir omsatt i Lysefjorden, ble tapet av ny produksjon som følge av redusert ferskvannstilførsel i perioden fra april til september beregnet til ca. 20 %.

Det foregår i dag en storstilt oppgradering og utvidelse av eldre kraftverk. Vannkraftutbyggingen har redusert de fleste vassdragenes evne til normal yngelproduksjon av laks og ørret. Direktoratet for naturforvaltning kaller dette en ”stabilisert” faktor der inngrepene og skadene tross alt skjedde mange år tilbake. Konsekvenser av endringer i tilførsel av ferskvann til våre fjordområder har til sammenligning fått liten oppmerksomhet, men i nyere tid er imidlertid kunnskapsgrunnlaget bedret for vurderinger av konsekvensene. Dette er grunnet flere forhold: (1) vi har et bedre datagrunnlag for norske fjorder; (2) vi har større kunnskaper om fysiske og økologiske prosesser i fjorder; (3) vi har utviklet numeriske havmodeller som kan simulere fysiske og biologiske prosesser og som kan benyttes i fjorder; og (4) vannkraftpotensialet er i større grad utnyttet slik at eventuelle fysiske og biologiske virkninger trer klarere fram.

### **3.2.10 Kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann i fjorder**

Ideen om å løfte næringsrikt dypvann for å stimulere algeproduksjon i fjorder, strekker seg tilbake til gjødslingsforsøk gjennomført i Skottland på 1940-tallet (se referanser i Aksnes m.fl. 1985). Som følge av oljekrisen på 1970-tallet ble det gjennomført en rekke forsøk på å utvinne energi gjennom varmeveksling mellom kaldt dypvann og varmt overflatevann, såkalt Ocean Termal Energy Conversion (OTEC), i tropiske områder (Aksnes og Magnesen 1984). Et biprodukt av dette var store mengder næringsrikt dypvann som ble forsøkt nytt til akvakultur.

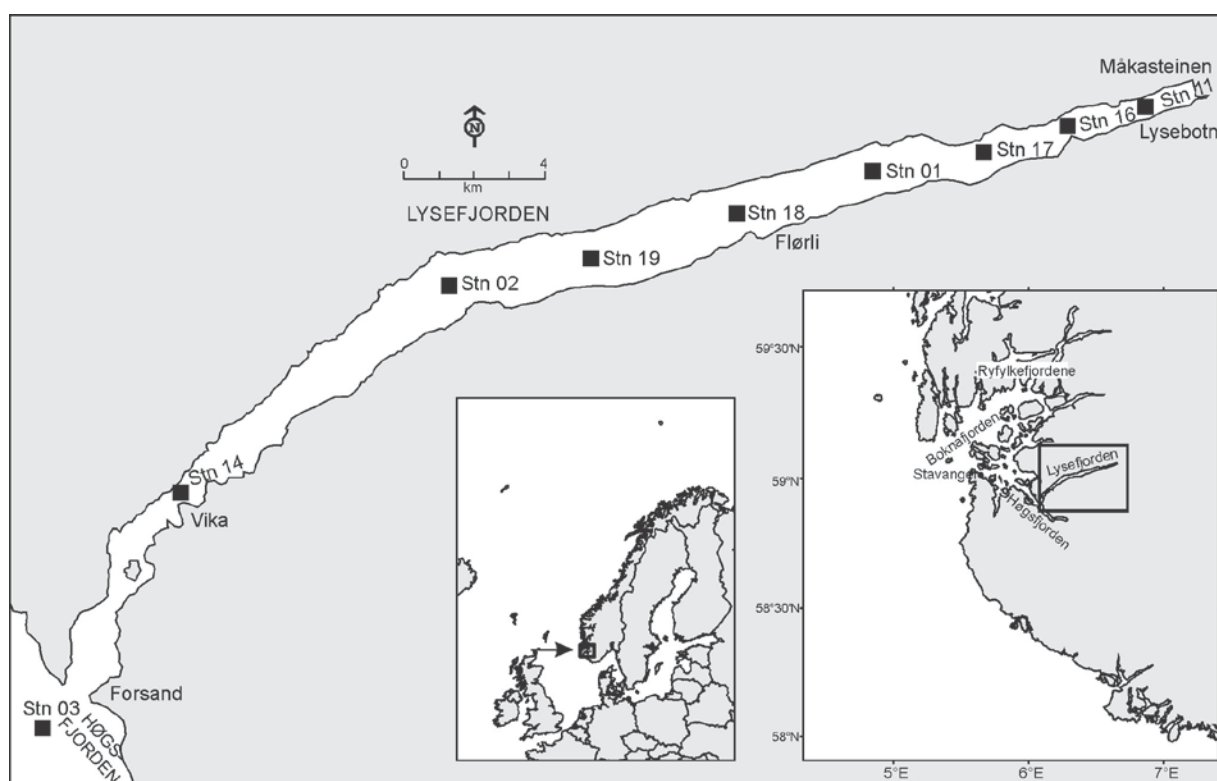
I tidlige økosystemstudier i fjorder og poller ble det fremmet forslag om aktivt å løfte dypvann som produksjonsstimulerende tiltak. Et slikt småskala eksperiment ble foretatt i Lindåspollene (Aksnes m.fl. 1985), hvor det ble vist at løfting av vann fra 34 m dyp med hastigheter som tilsvarte 0,5–1 liter per kvadratmeter overflate per minutt gav en femdobling av primærproduksjonen. Det ble også påvist at det først og fremst var kiselalgene som ble stimulert. Modellsimuleringer utført av Berntsen m.fl. (2002) for Samnangerfjorden indikerte resultater i samme retning, og det nasjonale forskningsprogrammet MARICULT (1996–2000) anbefalte å etterprøve resultatene i fullskala forsøk (Vadstein og Olsen 2002).

Havforskningsinstituttet og Universitetet i Bergen var drivkraften bak etableringen av slike forsøk, først i Samnangerfjorden, og senere i Lysefjorden (figur 8). Havforskningsinstituttet

har det siste tiåret hatt en sentral rolle i utviklingen av en fasilitet for kontrollert oppstrømning av dypvann i Lysefjorden, Rogaland. Andre forsøk med samme formål ble gjennomført i Sognefjorden av SINTEF (McClimans m.fl. 2010; Handå m.fl., submitted).

I Lysefjorden finansierte Rogaland fylkeskommune, Havforskningsinstituttet og næringen en plattform for montering av rør og pumpe som førte brakkvann fra overflaten og ned til ca. 30 meters dyp. Brakkvannet blander seg med det næringsrike dypvannet, og stiger inntil tettheten er den samme som i det omgivende vann (typisk 4–10 m dyp, like under sprangsjiktet). Denne metoden var grunnlaget for forsøk gjennomført i 2004–2005, hvor det for første gang ble vist at oppstrømningen ga den forventede økning i algebiomasse (Aure m.fl. 2007; <http://www.forskning.no/artikler/2012/februar/313020>). Planteplanktonsamfunnet var dominert av kiselalger, en algegruppe som betraktes som gunstig med hensyn til risiko for toksiner. Omfanget av påvirkningen på om lag 10 km<sup>2</sup> var imidlertid det doble av det som var ventet.

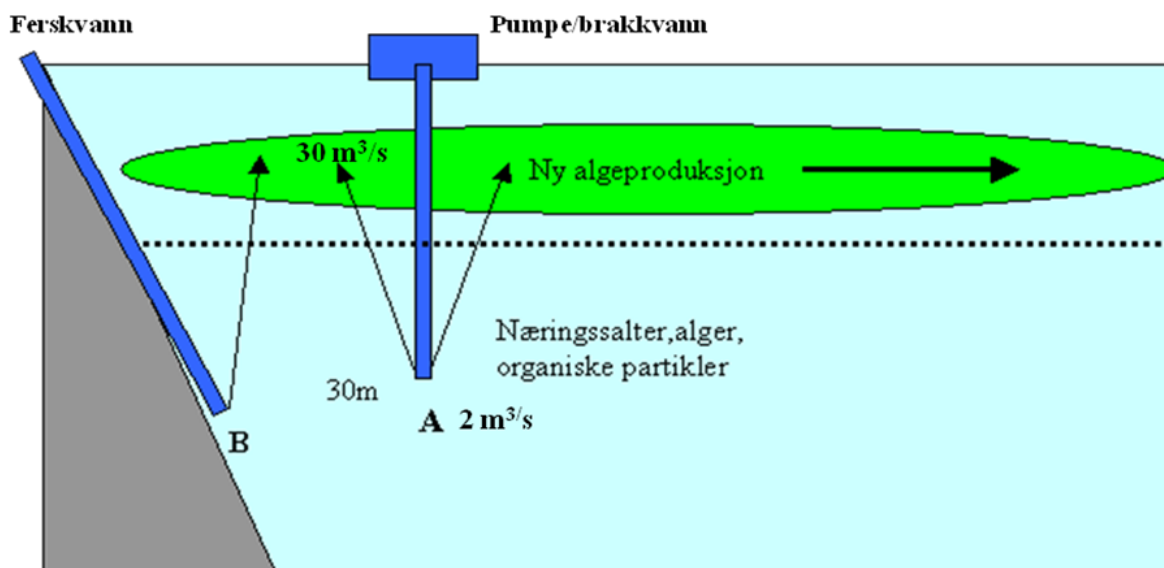
Av flere årsaker, bl.a. manglende tilslag på søknader til Norges forskningsråd og uavklarte eierforhold blant lokale partnere, var anlegget i perioden 2006–2008 ikke i regulær drift. Havforskningsinstituttet opprettholdt i denne perioden likevel sine basisundersøkelser i fjorden, og den potensielle anvendelse av oppvellingen til skjellproduksjon var brukt som en delaktivitet i det strategiske instituttprosjektet "Carrying capacity in Norwegian Aquaculture" (CANO). Resultater fra CANO var et viktig grunnlag for prosjektet "Growth performance and detoxification of mussels cultured in a fjord enhanced by forced upwelling of nutrient-rich deeper water" (GATE) finansiert fra Norges forskningsråd gjennom Hav og kystprogrammet (2010–12).



**Figur 8.** Lysefjorden med stasjoner for overvåking av fjordmiljø. Anlegg for oppvelling av dypvann ligger ved stasjon 11.

Prosjektet utføres i samarbeid med Lysefjorden Forskningsstasjon AS som eier og driver fasiliteten. Forskingen som gjennomføres er et samarbeid mellom Havforskningsinstituttet, NIFES, Universitetet i Bergen og IFREMER (Frankrike), og skal klarlegge hvordan økt mengde og endret sammensetning av planteplankton som følge av oppvellingen påvirker vekst og frigivelse av algegifter hos dyrkede blåskjell.

Et sterkere engasjement og interesse fra Lyse Produksjon AS gjorde det mulig for Lysefjorden Forskningsstasjon AS i 2011 å realisere planene om å erstatte pumpeplattformen med et rør som er montert ved utløpet fra kraftstasjonen i Lysebotn (figur 9). Dette opplegget benytter restfallhøyden i utløpet til å føre ut ønsket mengde vann på ca. 34 m dyp. Denne investeringen har ført til bortfall av kostnadene med å drive den elektriske pumpen, og kapasiteten ble økt og stabilisert. Driftskostnader er nå bare knyttet til vedlikehold av rørets funksjon.



**Figur 9.** Prinsippskisse av anlegg for oppvelling av dypvann i Lysefjorden. A: aktiv pumping av brakkvann fra overflaten, B: Utnyttelse av restfall fra utløpet i kraftanlegg.

#### *Anlegg for oppvelling i Lysefjorden*

Lysebotn kraftstasjon har sitt utløp 1 km ut på nordsiden av fjorden fra Lysebotn. Ferskvann fra kraftstasjonen med et restfall på ca. 1 m høyde blir ført til røret i en samleklasse (figur 9) for å øke effekten. Det blir sluppet ut mellom 1 og 3 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> ferskvann på 34 meters dyp. Ferskvannet blander seg med det næringsrike dypvannet og stiger til like under sprangsjiktet (typisk 4–10 m dyp). Dypvann har en naturlig balansert sammensetning av næringsstoffer, en sammensetning som også gir grunnlaget for våroppblomstring av alger.

Som følge av blandingen kommer det opp 15 ganger mer vann enn mengden ferskvann som slippes ut, dvs. 15–45 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Dette utgjør 5–15 % av den naturlige vannutvekslingen i dette vannlaget. Det oppstrømmende næringsrike vannet vil ikke kunne passere sprangsjiktet mellom brakkvannslaget og det underliggende saltene vannlaget. Det meste av brakkvannslaget vil derfor ikke bli påvirket av de tilførte nærings-saltene, og en vil derfor ikke få algebegroing i strandsonen fra tiltaket.

Lyse Produksjon AS som driver kraftanlegget i Lysebotn, planlegger nå ombygging og utvidelse av anlegget. Selskapet anmodet Havforskningsinstituttet i april 2012 om



redegjørelse for hvordan pågående og planlagt forskning i Lysefjorden antas å kunne bli påvirket av disse planene.



**Figur 10.** Anlegg for føring av ferskvann fra utløp i kraftanlegg. Under samlekasse på venstre bilde monteres røret som fører vannet til 34 meters dyp (se figur 9).

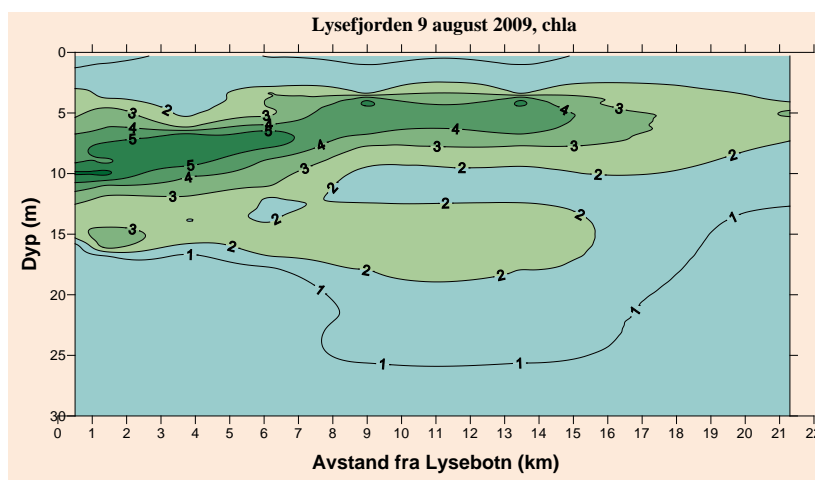
Havforskningsinstituttet konkluderte med at bortfall av mulighetene i Lysefjorden for å drive oppvelling av næringsrikt dypvann, vil avbryte forskningen i en unik fjordlokalitet. Fasiliteten har over et tiår fremskaffet kunnskap om effekter og muligheter rundt bruken av dette konseptet til framtidig matproduksjon, fornybar energiproduksjon og karbonfangst i våre fjordområder. Det ble videre beskrevet spesifikke ønsker for de behovene den videre forskningen ville ha rundt økte utslipp og styring av vannmengde.

#### *Resultater fra Lysefjorden*

Havforskningsinstituttet har i 2004–2005 og 2009–2012 i et samarbeid med lokale partnere gjennomført forsøk og overvåket den kontrollerte oppvellingen av næringsrikt dypvann i Lysefjorden. Det er siden 2002 også gjort undersøkelser i flere år uten drift av anlegget, der en har påvist hendelser hvor *naturlig oppvelling* finner sted i fjorden i form av bl.a. utskiftning av fjordens dypere vannlag i 2010 (Erga m.fl. 2012).

Oppvellingen av dypvann i Lysefjorden løfter næringssaltene opp i vannsjiktet hvor lysforholdene bedrer vekstvilkårene til algene. Figur 11 viser hvordan responsen fra oppvellingen så ut 9. august 2009 med høyere konsentrasjoner av alger i laget 4–10 m dyp like under brakkvannslaget i fjorden. Styrken og utstrekningen på denne responsen i fjorden varierer ofte som følge av vannstrømmen som sprer algene.

Men også andre faktorer som lys er viktig (Erga m.fl. 2012). Generelt ser det ut til at økt tilførsel av næringssalter i liten grad gir høyere konsentrasjon av alger, men resulterer i et større influensområde (responsen strekker seg lengre ut i fjorden).



**Figur 11.** Konsentrasjon av alger (som Chl *a*) i de øverste 30 meter fra Lysebotn i bunn av Lysefjorden og utover til om lag midtfjords (20 km).

Den typiske økningen i konsentrasjon av alger er 2–3 ganger det naturlige nivå etter våroppblomstringen ( $0\text{--}2\text{ mg Chl } a\text{ m}^{-3}$ ).

Primærproduksjonen i området som blir influert av oppvellingen, ligger på ca.  $0,9\text{ g C m}^{-2}\text{ dag}^{-1}$ , som er tre ganger høyere enn typisk primærproduksjon for fjorder ( $0,3\text{ g C m}^{-2}\text{ dag}^{-1}$ ) når en ser bort fra våroppblomstringen som er på  $1,5\text{ g C m}^{-2}\text{ dag}^{-1}$  (tabell 1; Aure m.fl. 2007). Til sammenligning mottar de spanske fjorder (rias) dypvann fra kystområdene ved naturlige, vinddrevne oppvellingprosesser, og er blant de mest produktive områdene for skjellproduksjon i verden. Her er midlere primærproduksjonen i sommerhalvåret (april–oktober) 50 % høyere enn området som er influert av oppvelling i Lysefjorden, og i perioder med sterk oppvelling kan den komme opp i mellom 4 og  $8\text{ g C m}^{-2}\text{ dag}^{-1}$  (Figueiras m.fl. 2002, Alvarez-Salgado m.fl. 2005).

**Tabell 1.** Typiske verdier for primærproduksjon i fjorder, Lysefjorden influert av kontrollert oppvelling og spanske rias med naturlig oppvelling.

Primærproduksjon	$\text{g C m}^{-2}\text{ dag}^{-1}$
Våroppblomstring	1,5
Etter våroppblomstring	0,3
Influensområde for kontrollert oppvelling	0,9
Spanske rias (fjorder) med naturlig oppvelling	1,4

Tilførsel av marine næringssalter (balansert sammensetning) fra dypere vannlag ved kontrollert oppvelling, forventes å gi bedre vekstforhold for ”ikke-giftige” kiselalger, slik at tilstedeværelse av giftige alger får en redusert konsentrasjon i føden. Dette kan sammen med bedre vekst for skjellene, bidra til at områder med oppvelling kan sikre produksjon av giftfrie skjell. Det ble dokumentert at kiselalger dominerte den økte algemengden i 2004 (Aure m.fl. 2007). Det er videre vist at blåskjell i området influert av oppvelling oppnår betydelig høyere kjøttvekt (2–3 ganger). Ett år gamle skjell gyter i sitt første leveår, og har opptil 46 % hurtigere vevsvekst, og kortere restitusjonstid etter gyting.

Økt tilgang på næringsstoffer i naturlig næringsfattige norske fjorder vil også kunne bedre betingelsene for å kultivere f.eks. tare og andre makroalger i fjorden. Gjennom prosjektene Fjordcult/GATE (2010–2012) har en også rettet fokus mot andre effekter i økosystem, bl.a. effekter på fastsittende dyr og planter.

### Kontrollert oppvelling i andre fjorder

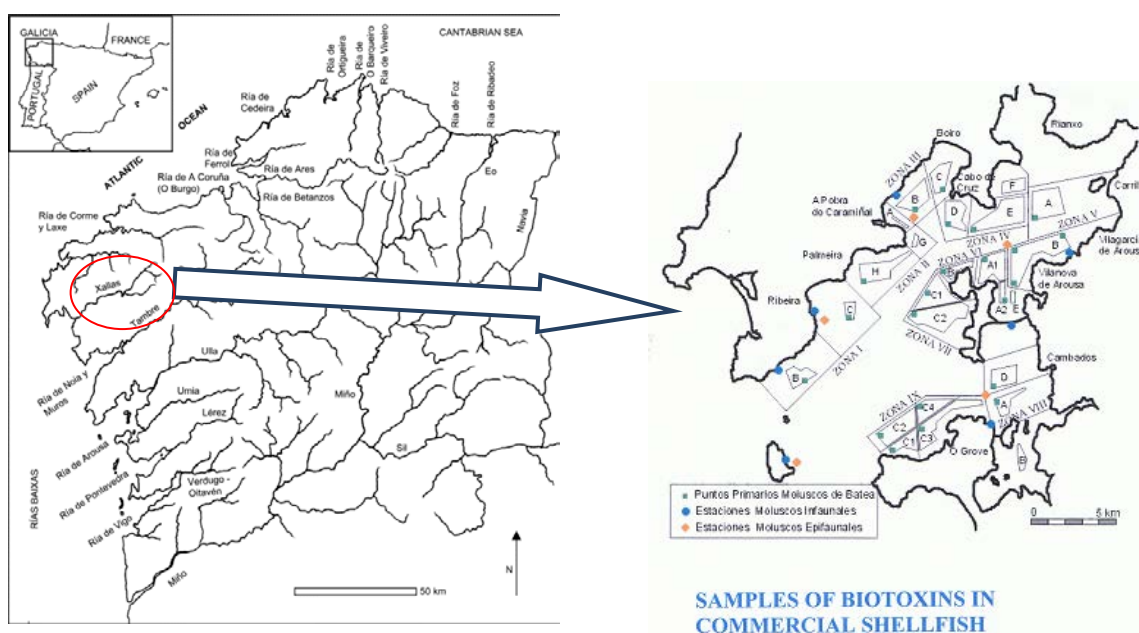
Det er etablert generelle kriterier for fjorder som er egnet for kontrollert oppvelling. Tiltaket forutsetter tilgang på ferskvann og en tilpasset infrastruktur som kan føre ønsket mengde vann til det næringsrike dypvannet. Videre vil terskeldyp være avgjørende for hvor dypt man må føre ferskvannet for å kunne blande opp dypere vann med tilstrekkelig høy næringskonsentrasjon. Kapasiteten for oppvellingen må også tilpasses fjordens størrelse og oppholdstid på mellomvannet over terskeldyp.

Det er tidligere utført forsøk med luftgardin i Arnafjord og manipulering av eksisterende dykket utløp fra kraftverk i Gaupnefjorden, begge i Sognefjorden (McClimans m.fl. 2010; Handå m.fl., submitted). Det eksisterer noen kraftverkutslipp på relevant dyp, for eksempel i Aurland og Gaupne (Sognefjorden).

I forbindelse med forslag til utredningsprogram for ny utbygging av Samnanger-vassdraget, har Havforskningsinstituttet foreslått en utvidet vurdering av konsekvensene av et eventuelt dykket utslipp. Bakgrunn og begrunnelse er de tidligere undersøkelsene knyttet til planlagt kontrollert oppvelling i Samnangerfjorden (Aure m.fl. 2000). Andre fjorder som er vurdert er Matre i Hordaland, Ulvik i Hardanger og Holandsfjord i Nordland.

### Naturlig oppvelling på kysten av Galicia (Spania)

Få steder i verden finner en så høy primærproduksjon som i fire små fjorder på kysten av Nordvest-Spania. Den er skapt av inntrengning av næringsrikt dypvann fra terskelen utenfor kysten av Galicia. I de fire fjordene produseres det årlig om lag 250 000 tonn blåskjell under 3300 flåter. Arousafjorden (figur 12) bidrar med 160 000 tonn, under 2300 flåter som beslaglegger 11 % av fjordarealet på 230 km<sup>2</sup>. I perioden med stabil oppvelling på om lag 180 dager (april til oktober) ligger primærproduksjonen på 1,4 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> eller 250 g C m<sup>-2</sup> for perioden. I norske fjorder vil typiske verdier for samme periode være 0,3 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> eller 54 g C m<sup>-2</sup>.



**Figur 12.** Kysten av Galicia (fra Méndez and Vilas 2005) med fjorden **Ria de Arousa** merket med sirkel, og detaljbilde av fjorden med markering av sonene for produksjon av blåskjell (fra Intecmar - <http://www.intecmar.org/>).

### 3.3 Potensialer

#### 3.3.1 Fangst og lagring av CO<sub>2</sub> i kystvann

Lagdelingen i kystvannet, særlig i fjordene, gir trolig et effektivt opptak av atmosfærisk CO<sub>2</sub> gjennom den biologiske karbonpumpen. Den maksimale vertikale eksporten av partikulært organisk karbon (POC) ut av eufotisk sone (fra ~25 m) som den biologiske karbonpumpe kan generere, tilsvarer en typisk ny produksjon på 50 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Basert på et totalareal for kystområder og fjorder på 89 000 km<sup>2</sup>, representerer dette maksimalt 4,4 millioner tonn karbon (tilsvarende 16 millioner tonn CO<sub>2</sub>) per år. Det er imidlertid bare den andelen av eksportert karbon som avsettes i sedimentet på fjordbunnen, som kan betraktes som lokalt langtidslagret CO<sub>2</sub>. Basert på midlere avsetningshastighet for organisk karbon i sedimentet beregnet i en chilensk fjord på 20 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (Sepúlveda m.fl. 2005), blir potensialet for karbonlagring i norske kyst- og fjordområder 1,8 millioner tonn karbon (tilsvarende 6,8 millioner tonn CO<sub>2</sub>) per år.

En andel av eksportert partikulært organisk karbon vil i bassengvannet brytes ned til CO<sub>2</sub>, og noe vil omdannes til refraktært oppløst organisk karbon (DOC) med lagringstid på skala 100–1000 år. Dette løste karbonet vil lokalt ha en oppholdstid som bestemmes av utskiftningen av bassengvannet i fjorden, men kortere enn det som betraktes som lagring. Mye av det refraktære DOC vil imidlertid forbli langtidslagret uavhengig av hvor det blir transportert, men en har ikke grunnlag for å anta omfanget av denne lagringen. En del av CO<sub>2</sub> og POC (og næringsalter) som føres ut av fjorden ved utskifting av bunnvann, vil trolig synke ut som partikulært materiale i et nytt fjordsystem ("nedstrøms" langs kysten) eller i utenforliggende havområde. Disse vil i stor grad vil være systemer hvor den biologiske karbonpumpen sørger for netto transport av karbon mot dypet og sedimentering på bunnen. Forutsetter en maksimal vertikal eksport av partikulært organisk karbon fra eufotisk sone på 50 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> og maksimal avsetningshastighet for organisk karbon i sedimentet på 20 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (Sepúlveda m.fl. 2005), vil maksimal eksport av karbon ved utskifting av bunnvannet i en fjord tilsvare 30 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>. Disse anslagene er å betrakte som teoretisk potensial, men det er ikke grunnlag for å anslå hvor mye av dette som sedimenteres og blir lagret.

Den avtagende vertikale transporten av partikulært karbon med økende dyp er påvirket av forhold som bassengdyp, terskeldyp, beiting, mikrobielle prosesser, og er avgjørende for hvor mye av dette som forlater eufotisk sone, og som avsettes i sedimentet og dermed blir lagret. Også organisk karbon av terrestrisk opprinnelse som tilføres kystvannet gjennom avrenning, kan bidra vesentlig til lagring på bunn. Dette karbonet er ofte *refraktært* og den mikrobielle nedbrytningskapasiteten i kystvannet er lav. Den økte andelen terrestrisk råstoff i fôr til lakseoppdrett vil trolig påvirke nedbrytningen av avfallet som sedimenterer på bunn.

Økt primærproduksjon gjennom kontrollert oppvelling i fjorder vil også øke utsynking av partikulært karbon fra eufotisk sone, men med et lavere forhold enn økningen i den totale primærproduksjonen (Wassmann 2004). Et anslag på den effekten kontrollert oppvelling kan ha på potensialet for karbonlagring i sedimentet, forutsetter at avsetningshastigheten (beregnet i Chile på 20 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>, Sepúlveda m.fl. 2005) øker med samme forhold som ny produksjon generert av oppvellingen. Basert på en 3–5-dobling av produksjonen ved kontrollert oppvelling i 1 og 5 % av norske fjordområder, vil potensialet for økt CO<sub>2</sub>-fangst være fra 35 000 til 356 000 tonn C år<sup>-1</sup>, noe som tilsvarer 128 000 til 1 300 000 tonn CO<sub>2</sub> år<sup>-1</sup>. 1 % av norske kyst og fjordområder tilsvarer 900 km<sup>2</sup>. I Lysefjorden med sine 45 km<sup>2</sup>, er 10–30 km<sup>2</sup>

påvirket av testanlegget. Arealet av Hardangerfjorden er 600 km<sup>2</sup> og Porsangerfjorden er 1500 km<sup>2</sup>. Det maksimale tillegget ved kontrollert oppvelling tilsvarer 20 % av naturlig lagring i sedimentene.

Kystvannets utveksling mellom kyst og fjorder over terskelnivå og forflytning langs kysten gir grunn til å anta at dype fjord- og kystområder virker som "sedimentasjonsfeller" for partikulært organisk materiale. Endringer i antropogen tilførsel (avrenning fra land, utslipp fra fiskeoppdrett m. m.) og i kystvannets egenskaper i et større perspektiv (klimaendringer, endret lysmiljø, vannkraftreguleringer m.m.), vil kunne påvirke effekten av denne sedimentasjonsfellen. Det er vanskelig å anslå omfanget av påvirkningen, men kunnskapsgrunnlaget er avgjørende for hvordan framtidige aktiviteter i kystvannet på best mulig måte skal kunne rettes inn mot ønsket om økt matproduksjon og karbonlagring.

### 3.3.2. Matproduksjon i kystområder

Det enorme naturgitte potensial for fiskeoppdrett i kystvannet gjelder også for dyrking av arter lavere i næringsnettet. Langs hele kysten finnes det områder med naturlige forutsetninger for dyrking av skjell (Anonym 2010). En vurdering basert på informasjon om den eksisterende skjellnæringen (Christensen 2009, Anonym 2011), tilsier at potensialet er i størrelsesorden 20 000–100 000 tonn. De naturgitte forutsetningene gir imidlertid et potensial som er langt over 10 ganger dette. Utfordringen i de fleste norske fjorder er imidlertid lave konsentrasjoner av planktonalger og forekomster av giftige alger i noen områder av kysten. Under slike forhold kreves det kunnskap om riktig lokalisering, og relativt store areal for skjelldyrking.

Kontrollert oppvelling som er utprøvd i forsøk (Lysefjorden) kan tredoble konsentrasjonen av planteplankton, gi bedre vekst hos blåskjell og stimulere veksten av kiselalger med lav risiko for at skjell skal akkumulere algetoksiner. Tiltaket kan dermed sikre både produksjon av skjell med høy kvalitet, redusert risiko for toksiner fra alger og betydelig redusert behov for sjøareal. En referanse til et slikt potensial er skjellproduksjonen i de spanske fjorder (rias), hvor produksjonen av planteplankton er om lag 50 % høyere per arealenhet enn i Lysefjorden med kontrollert oppvelling. Skjellproduksjonen i de spanske fjordene er 500–700 tonn km<sup>-2</sup>, det doble av antatt potensial for produksjon i Lysefjorden på 300 tonn km<sup>-2</sup> med kontrollert oppvelling. Algeproduksjonen i de spanske fjordene er basert på naturlig, vinddrevet oppvelling av næringsalter. Kontrollert oppvelling i 1 % av norske fjord- og kystområder, med blåskjellproduksjon på 300 tonn km<sup>-2</sup>, tilsvarer en totalproduksjon på 270 000 tonn per år.

Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen, kan økt produksjonsbæreevne gjennom kontrollert oppvelling bety at den produksjonen som naturlig ville kreve 2–4 fjorder, kan gjøres i én fjord med kontrollert oppvelling. Velger man fjorder som har vannkraftutbygging, vil man kunne se dette som restituerende av naturtilstanden. Potensialet for økt produksjon vil begrenses i henhold til økologisk bæreevne, som sier noe om hvor mye som kan produseres uten at miljøvirkningene overskrider fastsatte grenser.

En realisering av det store potensialet for dyrking av skjell og andre arter lavt i næringsnettet krever en sterk teknologisk utvikling. Dette kan gjøres som teknologioverføring fra andre fremtredende industrisektorer i Norge, eller tilpassing av eksisterende teknologi internasjonalt. Det eksisterer betydelig nasjonal kunnskap om lokalisering og bæreevne for å

sikre bærekraftig produksjon, mens der ligger et potensial i å utvikle integrerte løsninger mellom arter eller med andre aktiviteter og sektorer på kysten.

I en rapport om videreutvikling av havbruksnæringen anslår Fiskeri og Havbruksnæringens Landsforening (Anonym 2012) at en laks- og ørretproduksjon på 2,7 millioner tonn i 2025 kan gi grunnlag for produksjon av 400 000 tonn blåskjell i integrert multitrofisk akvakultur (IMTA). I en rapport om framtidig verdiskaping i produktive hav, forventer en produksjon av blåskjell i IMTA på 20 000 tonn i 2050 (Olafsen m.fl. 2012). Det er vanskelig å anslå potensialet for skjellproduksjon i IMTA fordi en fortsatt mangler vesentlig kunnskap om den faktiske utnyttelsen av avfall, og bidraget dette har til eventuell økt produksjon (Handå 2012). Det er et behov for å tilpasse konsepter for multitrofisk akvakultur til rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, og i større grad inkludere økosystemperspektivet når integrerte løsninger skal utvikles.

Fjorder påvirket av kraftutbygging har ofte redusert produksjonskapasitet for planteplankton. Beregningene for Lysefjorden som indikerer at omfanget av tilførte næringsalter fra kontrollert oppvelling tilsvare tapet som følge av endret ferskvannstilførsel (Aure m.fl. 2001), medfører at dette kan betraktes som en gjenoppretting av miljø- og produksjonsforhold i fjorder påvirket av vannkraftutbygging. Dette vil kunne tilrettelegge for økt integrering mellom vannkraftproduksjon, gjenoppretting av tidligere miljøtilstand, og tiltak innen fjordkultivering. I tilknytning til de mange pågående og kommende oppgraderinger og utbygginger av vannkraftverk, er dette tiltak som kan vurderes for å redusere virkning på fjordmiljøet. Fjordenes permanente brakkvannslag gjør de også potensielt egnet til eventuelt framtidige saltkraftverk.

Velger man å tilrettelegge for at en skal øke matproduksjon i norsk akvakultur ved å dreie produksjonen mot arter lavere i næringsnett, vil dyrking av skjell biologisk sett være meget effektivt. Det vil kreve betydelige endringer i blant annet samfunnsøkonomiske prioriteringer, forvaltningsmessige rammebetingelser og strategi i virkemidler. Det eksisterer et stort potensial i å videreutvikle konsepter for å integrere dyrking lavt i næringsnett med andre arter i akvakultur, og med andre virksomheter i kystområdene, f.eks. bunndyr som stimuleres av tilført organisk materiale fra fiskeoppdrett, produksjon av nye arter som sekkedyr til energibærere og biokjemiske produkter, produksjon av råstoff til fôr m.m. Dette gjelder både for konsepter som eksisterer og spesielt for framtidige innovative løsninger.

### **3.4 Prosjektforslag**

#### **3.4.1 Fjordlaboratorium for kontrollert oppvelling**

I Lysefjorden er det etablert infrastruktur for kontrollert oppvelling og feltfasiliteter, samt et forskningsbasert kunnskapsgrunnlag som gir et unikt utgangspunkt for å utvikle et fjordlaboratorium for studier innen grunnleggende fjordøkologi, effekter av kontrollert oppvelling på økt biologisk produksjon, ulike problemstillinger knyttet til akvakultur, samt klarlegge potensialet for lagring av CO<sub>2</sub> i fjorder. Det er planlagt endringer i anlegget inkludert tekniske løsninger som muliggjør økt kontroll på oppvellingens styrke. Lysefjorden kan dermed bli et unikt økosystemlaboratorium, også i verdenssammenheng.

Forslag til målsettinger i prosjektet:

- 1) etablere utstyr og fasiliteter for et funksjonelt utbygget fjordlaboratorium for studier av effekter fra kontrollert oppvelling i Lysefjorden

- 2) etablere kontrollert oppvelling for testing i andre fjorder
- 3) redegjøre for å bruke det naturlige oppvellingsområdet Arousafjorden (Spania) som referansefjord for tiltak med kontrollert oppvelling i norske fjorder, bl.a. i sammenheng med kvantifisering av produksjon og høsting av biomasse per arealenhet sett i relasjon til graden av oppvelling (antall  $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{km}^{-2}$ )

### 3.4.2 Effekter av kontrollert oppvelling på produktivitet i fjordenes økosystem

Fjorder representerer unike kystsystemer som er ekstremt viktige for kystvannets egenskaper. Den eufotiske sone i våre fjorder er typisk næringsfattige med lav produksjon. Tiltak som kontrollert oppvelling for å gjenopprette tapt produksjon som følge av endret ferskvannstilførsel, og eventuell ytterligere økt næringstilførsel for fjordkultivering krever en grunnleggende økologisk kunnskapsbasis som reduserer risikoen for uønskede virkninger i økosystemet.

Forslag til målsettinger i prosjekter er

- 1) klarlegge effekt på dynamikk i produksjon av planteplankton
- 2) klarlegge effekter på det hydrodynamiske miljø
- 3) effekter på lysmiljøet
- 4) effekter på bentos, skjell, tare, sensitive arter (koraller, svamp) og andre berørte organismer
- 5) effekter på vertikal dynamikk av organisk karbon (POC og DOC) til bassengvann og sedimentering på bunn
- 6) videreutvikle molekylære metoder for sporing av karbon eller proxier for karbon

### 3.4.3 Naturlig fangst, sedimentasjon og langtidslagring av organisk karbon i fjordbasseng

Forhold knyttet til endringer i klima og vannkraftutbygging påvirker ferskvannstilførsel til fjordene. Dette vil sammen med antropogene kilder (jordbruk), kontrollert oppvelling, utslipp fra akvakultur m.m. kunne påvirke kystvannets egenskaper. Det er uklart hvordan dette kan påvirke aktiviteter i kystvannet som man ønsker å rette inn mot økt matproduksjon og karbonlagring.

Kystvannets utveksling mellom kyst og fjorder over terskelnivå og forflytning langs kysten gir grunn til å anta at dype fjordområder virker som "sedimentasjonsfeller" for partikulært organisk materiale som blir langtidslagret gjennom avsetning av sedimenter på havbunnen. Sedimentasjonsprosesser, lagringstilstanden og avsetningshastigheter er lite kjent.

I budsjetter over fangst og lagring av  $\text{CO}_2$  i et enkelt fjordsystem er det viktig å ta hensyn til at ethvert fjordsystem er en del av den "elven" kyststrømmen utgjør, slik at karbon eksportert fra én fjord representerer karbon importert i en annen fjord som ligger nedstrøms. Med denne bakgrunn synes det etter hvert nødvendig å se endringer som følge av økte terrestriske tilførsler av organisk karbon, vannkraftreguleringer og utslipp fra havbruksnæringen i et kystsystemperspektiv. Hovedtendensen i dag er at mange effektstudier er av svært lokal karakter. Det vil si at miljøtilstanden først og fremst bestemmes av utvekslinger med omgivelsene og at lokale effekter dermed "fortynnes". Med en systemisk tilnærming som tar utgangspunkt i kystvannet, tas det derimot hensyn til akkumulerte effekter som gjør seg gjeldende over en langt større geografisk skala. Når det gjelder ev. framtidige tiltak som



kunstig oppstrømning, reetablering av tareskog, og deres innvirkning på CO<sub>2</sub>-budsjetter og andre løste komponenter, er det viktig å se dette i et kyststrøms/-vanns perspektiv.

Kunnskapsbasis for vurdering av vannkraftutbyggingens virkning på primærproduksjonen i fjorden har bedret seg de siste 30 år. Knyttet til oppgraderinger og utbygginger av vannkraftverk bør disse forholdene vurderes.

Forslag til målsettinger i prosjektet

- 1) klarlegge prosesser som styrer fjordenes funksjon som "sedimentfelle" for kystvannet
- 2) klarlegge sedimentasjonsprosesser, lagringstilstanden og avsetningshastigheter for organisk karbon
- 3) klarlegge akkumulerte langtidseffekter på kystvannet som gjør seg gjeldende i et systemperspektiv
- 4) revurdere kunnskapsbasis for vannkraftutbyggingens virkning på primærproduksjon i fjorder
- 5) klarlegge betydningen av refraktært DOM i fjorder
- 6) klarlegge betydning av økt vegetabilsk råstoff i fiskefôr for nedbrytningsprosesser på bunn
- 7) videreutvikle molekylære metoder for sporing av karbon eller proxier for karbon

#### **3.4.4. Effektive og integrerte løsninger i akvakulturproduksjon**

En realisering av potensialet for økt matproduksjon av arter lavt i næringsnettet forutsetter teknologisk utvikling innen dyrkingsutstyr, styrket kunnskapsgrunnlag for lokalisering og tilpasning av produksjonen til bæreevnen og integrerte løsninger mellom arter eller med andre aktiviteter og sektorer på kysten. Det er et behov for å tilpasse konsepter for multitrofisk akvakultur til de rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, og i større grad inkludere økosystemperspektivet når integrerte løsninger skal utvikles. Dette prosjektet skal videreutvikle konsepter som eksisterer og legge grunnlaget for framtidige innovative løsninger.

Forslag til målsettinger i prosjektet:

- 1) utvikle teknologi for effektiv produksjon
- 2) kunnskapsgrunnlag for lokalisering og for beregning av bæreevne
- 3) utvikle integrert multitrofisk akvakultur basert på konsepter tilpasset kystvannets naturgitte rammebetingelser
- 4) kunnskapsgrunnlag for økologiske interaksjoner; dynamikk i næringsomsetning mellom akvakultur arter, og mellom artene og miljøet (inkludert sensitive arter)
- 5) videreutvikle molekylære metoder for sporing av karbon og nitrogen eller proxier for disse

### **3.5 Konklusjoner**

Fjorder representerer unike kystsystemer som er ekstremt viktige for kystvannets egenskaper. Kystvannets egenskaper og dets virkning på våre kystøkosystemer er rammebetingelsene for matproduksjon og CO<sub>2</sub>-lagring.

Lagdelingen i kystvannet, særlig i fjordene, gir trolig et effektivt opptak av atmosfærisk CO<sub>2</sub> gjennom den biologiske karbonpumpen. Det er imidlertid bare den andel av organisk karbon



som synker og avsettes i sedimentet på fjordbunnen, eller omdannes til oppløst refraktært karbon, som kan betraktes som langtidslagret CO<sub>2</sub>.

Kystvannets utveksling mellom kyst og fjorder over terskelnivå og forflytning langs kysten gir grunn til å anta at dype fjordområder virker som ”sedimentasjonsfeller” for partikulært organisk materiale.

Basert på avsetningshastighet for organisk karbon (20 g C m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup>) i sedimentet beregnet i en chilensk fjord blir potensialet for karbonlagring i norske kyst- og fjordområder 1,8 millioner tonn karbon, som tilsvarer 6,4 millioner tonn CO<sub>2</sub> per år.

Basert på en 3–5-dobling av produksjonen ved kontrollert oppvelling i fjordområder tilsvarende mellom 1 % (tilsvarende 890 km<sup>2</sup>) og 5 % av norske kystareal, vil potensialet for økt karbonlagring være fra 35 000 til 356 000 tonn C år<sup>-1</sup> (tilsvarende 128 000 til 1 300 000 tonn CO<sub>2</sub> år<sup>-1</sup>). Det maksimale tillegget ved kontrollert oppvelling tilsvarer 20 % av naturlig lagring i sedimentene.

Fjorder påvirket av kraftutbygging har ofte redusert produksjonskapasitet for planteplankton. Det potensielle tapet i produksjon kan erstattes med kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann. Dette kan betraktes som en gjenoppretting av tidligere miljøtilstand og produksjonsforhold i fjorder påvirket av vannkraftutbygging.

Kontrollert oppvelling som er utprøvd i forsøk (Lysefjorden) kan tredoble konsentrasjonen av planteplankton, gi bedre vekst hos blåskjell og stimulere veksten av kiselalger med lav risiko for at skjell skal akkumulere algetoksiner. Tiltaket kan dermed sikre både produksjon av skjell med høy kvalitet, redusert risiko for toksiner fra alger og betydelig redusert behov for sjøareal. Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen kan økt produksjonsbæreevne gjennom kontrollert oppvelling bety at den produksjonen som naturlig ville kreve 2–4 fjorder kan gjøres i én fjord med kontrollert oppvelling.

En framtidig realisering av økt matproduksjon av arter lavt i næringsnettet forutsetter teknologisk utvikling, styrket kunnskapsgrunnlag for lokalisering og bæreevne, og integrerte løsninger mellom arter eller med andre aktiviteter og sektorer på kysten. Det er et behov for å tilpasse konsepter for multitrofisk akvakultur til de rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, og i større grad inkludere økosystemperspektivet når integrerte løsninger skal utvikles.



## 4.0 Tarevekst og produksjon

### 4.1 Innledning

De store tareartene er globalt sett knyttet til kaldt vann, og har derfor en utbredelse i tempererte og polare vannmasser på den nordlige og sørlige halvkule. Ulike arter dominerer i forskjellige verdensdeler, og Norge har en unik ressurs i store stortareskoger (*Laminaria hyperborea*) som vokser langs de ytre delene av norskekysten (Steneck m.fl. 2002; Sjøtun m.fl. 1993, 1995, Rinde og Sjøtun 2005, Steen 2006, 2007, 2008, 2009, 2010a, 2011a, 2012).

Alger mangler i all hovedsak *lignin* og cellulose (karbohydratkjeder som gir landplanter mulighet til å stå ”oppreist”), og langtidslagring av karbon skjer hovedsakelig gjennom deponering i bunnsedimenter eller på dypt vann, snarere enn i trestrukturer, som på land. Kystnære områder som er dekket av vegetasjon, og da spesielt mangroveskoger, saltmyrer og sjøgressenger, står for mellom 50 og 71 % av karbonlagringen i sjøen, selv om disse arealene utgjør mindre enn 0,5 % av bunnarealet (Nellemann m.fl. 2009). Disse produktive og lagringsintensive kysthabitatene er globalt truet, og det er estimert en tapsrate som er opp til fire ganger raskere enn for regnskogene (Nellemann m.fl. 2009). Norge har bare en beskjeden utbredelse av saltmyrer og sjøgressenger, og ingen mangroveskoger.

Til gjengjeld huser norskekysten Europas største forekomst av tare (beregning basert på tareutbredelse (Lobban og Wynne 1981; Guiry og Guiry 2012) og nasjoners kystlinjelengder (Bruke m.fl. 2001)). Tareskogene er beregnet å utgjøre hele 99 % av den samlede biomassen av tang, sjøgress og tare langs vår kyst (Gundersen m.fl. 2010). Også våre tareskoger har opplevd betydelig tilbakegang i utbredelsesområdet de siste tiårene (Norderhaug and Christie 2009). Tareskoger er rangert blant verdens mest produktive biotoper (Mann 1973; Steneck m.fl. 2002), men ettersom den hovedsakelig vokser på hardbunn, vil den ikke langtidslagre karbon i underliggende sedimenter på samme måte som mangroveskoger, sjøgressenger og saltmyrer (Nellemann m.fl. 2009).

Den høye produktiviteten og de naturgitte forholdene for tarevekst gjør det viktig å avklare potensialet for lagring av CO<sub>2</sub>, samt potensialet for økt industriell utnyttelse og matproduksjon basert på denne ressursen.

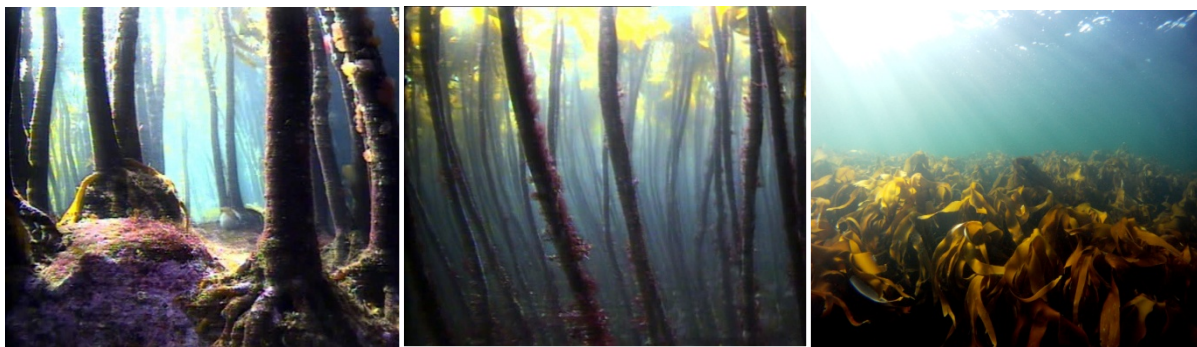
## 4.2 Kunnskapsstatus

### 4.2.1 Tareskog og økosystemfunksjoner

Vi har flere tarearter i Norge, og stortare, sukkertare, fingertare, butare og dragtare er vanlige arter. Stortare er (i dag) vår viktigste art, og stortareskogene er høyproduktive systemer (Abdullah og Fredriksen 2004) som yter viktige økologiske funksjoner i det de skaper habitat for et rikt biologisk mangfold av fastvoksende og mobile organismer (Jorde 1966, Marstein 1997, Christie m.fl. 2003, Norderhaug m.fl. 2003).

Stortaren kan deles i festeorgan, stilk og blad (figur 13) som sammen skaper rommet for tareskogens høye produksjon. Festeorgan og stilk er flerårig, mens et nytt blad vokser ut hvert år samtidig som det gamle felles. Det store, kraftige festeorganet holder taren fast til bunnen og skaper beskyttelse for mange smådyr, bl.a. svært unge taskekrabber. Tarestilkene, som kan bli inntil 3 m lange, blir tett bevokst med alger og bl.a. tusenvis av små krepsdyr og snegl per kvadratmeter, som igjen er føde for fisk (Christie m.fl. 2003; Fredriksen 2003; Norderhaug m.fl. 2005). Mye av faunaen i tareskogen inngår således som et viktig bidrag i næringsnett

til for eksempel kommersielt utnyttbare fisk og krepsdyr. De store fingerflikede bladene danner et tak over skogen. Både juvenile og stor rovfisk bruker bladdekket som skjul og til jakt. Bladene felles årlig, og står for en enorm primærproduksjon som går videre i næringskjeden (Abdullah og Fredriksen 2004), anslagsvis 20 mill. tonn våtvekt biomasse (basert på et estimat om 60 mill. tonn stående tarebiomasse).



**Figur 13.** Stortareplantenes festeorgan (til venstre), stilk (i midten) og bladdekke (til høyre).

Reduksjon eller bortfall av tareskog vil medføre redusert næringstilgang oppover i næringsnettet og dårligere muligheter for skjul for tareskogorganismene (Fredriksen 2003, Norderhaug m.fl. 2003, 2005, 2007, Christie m.fl. 2007, 2009). Tareskogene langs norskekysten er også næringsområder for ulike arter av sjøfugl, og reduksjon av tareskog vil kunne medføre negative effekter for disse bestandene (Lorentsen m.fl. 2010). Selv om det er gjennomført flere økologiske studier av stortaresamfunnene langs norskekysten, så er det fortsatt betydelige kunnskapshull.

Store kystområder av Norge har mistet sin naturlige vegetasjon av tareskog på grunn av intensiv kråkebollebeiting og/eller andre hendelser. Med dette har fjorder og kyststrøk mistet deler av et viktig habitat, økosystemtjenester og fått redusert sin naturlig rike produksjon og karbonbinding.

Masseforekomster av Drøbak-kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) har spist opp taren og skapt naken sjøbunn langs store deler av kysten i Nord-Norge, en tilstand som i flere områder har vedvart siden tidlig på 1970-tallet (Sivertsen og Bjørge 1980, Sivertsen 1982, 1997, 2006 Lein m.fl. 1987, Sakshaug og Sjøtun 2002, Norderhaug og Christie 2009). I deler av Sør-Trøndelag er det også observert beiteskader på tarevegetasjonen av rød kråkebolle, *Echinus esculentus* (Sjøtun m.fl. 2001, 2006, Sjøtun 2002, Steen 2006, 2011b). Årsakene til nedbeiting av tareskog over store områder er ikke klarlagt, men det er lansert flere teorier som bl.a. manglende predasjon på kråkebollene og perioder med gunstige rekrutteringsbetingelser for kråkebollelarver (Steneck et al. 2002, Sivertsen 2006, Norderhaug og Christie 2009). De siste årene er det registrert et gradvis større areal med flekkvis gjenvekst av tare fra helgelandskysten og nordover (Norderhaug og Christie 2009).

I tillegg til stortare har Norge også store bestander av sukkertare (*Saccharina latissima*), spesielt i fjorder og på mindre bølgeeksponerte kystområder (hvor stortare ikke er den dominerende arten). Sukkertare har på mange måter samme økologiske funksjon som stortare (se Christie m.fl. 2009), men har ikke den samme tredimensjonale effekten da stilken er kort (20–50 cm) og bladene på opptil 5 meters lengde danner et tett dekke. Som for stortare, vokser bladet ut hver vår samtidig som det gamle felles. Sukkertaren har en svært høy

produksjon, og bladet kan vokse 1 cm i døgnet. Sukkertaren er også en kaldtvannsart, og varme somre sammen med forstyrrelser som nedslamming og eutrofiering, har forårsaket store bestandsreduksjoner i fjorder i Sør-Norge og spesielt i Skagerrak (Moy og Christie 2012). Sukkertaren er også utsatt for kråkebollebeiting, og det er estimert et mulig tap på 78 mill. tonn biomasse (basert på et mulig beitet areal på 7800 km<sup>2</sup>, Gundersen m.fl. 2010). Kunnskapshullene for sukkertare er store, og særlig er usikkerhet om utbredelse stor.

Fingertare, butare og draughtare vokser ofte sammen med stortare. Bestandene av disse er ukjent, men er mer beskjedne enn stortare og sukkertare. Fingertare og butare vokser grunnere enn stortare og sukkertare, og unngår mange steder å bli spist av kråkebollene. Den totale primærproduksjonen i et område er beregnet å bli redusert med mer enn 60 % når tareskogen beites ned (Chapman 1981).

#### 4.2.2 Tareskog og karbonlagring

Stortareskogen har høy produksjon, og årlig produksjon av biomasse er beregnet til mellom 1,4 og 2,5 kg tørrvekt per kvadratmeter (Pedersen m.fl. 2012). Dagens areal av stortareskog er beregnet å dekke 5800–5900 km<sup>2</sup> av vår kyst (Rinde 2009; Gundersen et al. 2010) med et potensial for tilvekst av stortareskog på ytterligere ca. 2000 km<sup>2</sup> (Gundersen et al. 2010). Ut fra en stående biomasse på ca. 60 millioner tonn friskvekst stortare i dag, kan det estimeres en årlig CO<sub>2</sub>-fangst på ca. 20 mill. tonn CO<sub>2</sub>. Hvor stor andel av dette karbonet som lagres over lengre tid, er ikke kjent. Det er imidlertid kjent at deler av den årlige tareproduksjonen transporteres ut på dypere vann hvor det omsettes videre i næringsnettet (Vetter 1995). I Kutti (2008) oppgis det at tareskogen i Norge bidrar med tilførsel av 1 million tonn karbon, tilsvarende 3,6 millioner tonn CO<sub>2</sub>, til bunnsedimentene hvert år. Gundersen m.fl. 2010 har anslått at mellom 2 og 5 mill tonn CO<sub>2</sub> (3 og 8 % av den årlige tareproduksjonen) kan lagres varig i sedimentene, dersom all tareskog gror til igjen, men dette er estimater basert på usikre tall siden kunnskapene om både utbredelse av sukkertareskogen og lagring i sjøsedimenter er mangelfull.

Dagens samlede tareskog langs norskekysten er et stående karbonlager på ca. 30 millioner tonn CO<sub>2</sub>, hvorav ytterligere 0,9–2,3 millioner tonn CO<sub>2</sub> hvert år langtidslagres i sedimentene (Gundersen m.fl. 2010). Dersom den tapte tareskogen (stortare og sukkertare) i Norge kommer tilbake (ca. en dobling i areal og biomasse), vil den kunne lagre ytterligere 36 millioner tonn CO<sub>2</sub> i den stående biomassen (Gundersen m.fl. 2010). Dette vil være en engangsgevinst. I tillegg har Gundersen m.fl. (2010) anslått en gevinst på 1,1–2,9 millioner tonn CO<sub>2</sub> langtidslagret i sedimentene hvert år dersom sukker- og stortarebestander som i dag er borte, vokser til igjen. Det er usikkerhet knyttet både til anslag over sukkertarens naturlige utbredelse, og til graden av langtidslagring i sedimentene.

#### 4.2.3 Tare som mat til mennesker og dyr

Rødalgen søl (*Palmaria palmata*) er omtalt allerede i Egil Skallagrimssons saga, og i middelalderske lovtekster fra Island er rettighetene til en fjære rik på søl fastlagt (Store norske leksikon 2012). Søl er proteinrik og har opp gjennom historien vært benyttet både til menneskemat og dyrefôr. Butare ble tidligere brukt som husdyrfôr og som menneskemat i nødstider. Både midtribben og de små sporebladene kan spises.

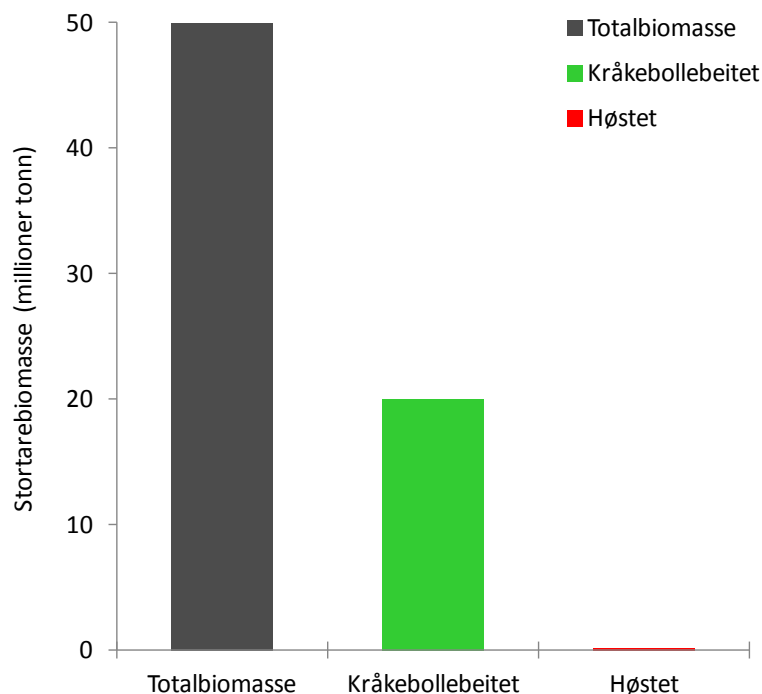
Det er likevel først og fremst asiatiske land som står for den alt overveiende produksjonen og konsumet av tare i dag, men etter hvert som asiatiske mennesker med sjømattradisjoner har bosatt seg nye steder, har matvanene fulgt med og spredd seg til andre deler av verden (FAO 2003). De store kommersielle algeprodusentene (i volum) er Kina, Indonesia, Filippinene, Sør-Korea og Japan. Det dyrkes i størrelsesorden 18 millioner tonn våtvekt av tang og tare (makroalger) årlig og ca. 80 % av dette går til menneskelig konsum. For eksempel kultiverer Japan 400 000 tonn årlig av rødalgen *Porphyra* (fjærehinne) til produksjon av 10 milliarder nori-ark (algeark til sushi), og Kina 4,5 mill. tonn ”japansk sukkertare” til konsum (FAO 2003).

Dyrking av tare utgjør det nest største globale produksjonsvolumet innen akvakultur, bare overgått av oppdrett av ferskvannsfisk.

## 4.3 Potensialer

### 4.3.1 Høsting av stortare

Langs norskekysten høstes det ca. 150 000 tonn stortare per år av den stående biomassen til produksjon av alginat (Steen 2012). Høstingen utgjør ca. 0,3 % av den stående stortarebiomassen (Figur 14) konservativt estimert til 50 mill. tonn (Steen 2012). Til sammenlikning viser estimater at 20 mill. tonn stortareskog er spist opp av kråkeboller (Figur 14). Den regulære tarehøstingen foregår i fylkene fra Rogaland til Sør-Trøndelag. I tillegg har det vært gjennomført en begrenset prøvehøsting av stortare i avgrensede områder i Nord-Trøndelag i 2010 og 2011 (Steen 2010b, Steen m.fl. 2011).



**Figur 14.** Biomassetall for stortare langs norskekysten. Estimert totalbiomasse (mørk søyle, konservativt beregnet til 50 mill. tonn), stortarebiomasse beitet av kråkeboller (grønn søyle) og høstet stortarebiomasse (rød søyle).

Til sammenlikning avvirket i de norske skoger (på land) ifølge Statistisk Sentralbyrå (SSB) 9,7 mill m<sup>3</sup> skog som utgjør ca. 40 % av tilveksten. Det er selvsagt en rekke forhold som skiller terrestriske og marine miljø. Omløpstiden (alder frem til høsting) til furu og gran er på 70–140 år, mens den for stortare er 4–8 år, det vil si kun 3–10 % av omløpstiden for furu og gran. Kort omløpstid gir potensial for høyere uttak. Ut fra dette har Norge et potensial for økt høsting av tare.

En eksempelvis økt uttaksgrad av tare fra dagens nivå på 0,3 % til 1 % av stående biomasse, vil gi et uttak i størrelsesorden på ca. 500 000 tonn per år. Dette vil kunne gi ca. 340 000 tonn tarestikker til alginatproduksjonen (en 3-dobling), og ca. 160 000 tonn tareblader som kan anvendes som råvare til f.eks. biodrivstoff, ekstraksjon av biokjemikalier eller andre formål. Inkluderer man aktiviteter knyttet til prosessering og raffinering av råvaren, kan økt høsting gi en verdiskaping på flere milliarder kroner per år.

Økt høsting av tare forutsetter imidlertid en grundig dokumentasjon av effekter på det omkringliggende miljø og assosierte organismer, samt tiltak for å redusere effektene til et minimum. Økosystembasert og bærekraftig tarehøsting innebærer god gjenvekst av tare innen et rimelig tidsrom, samt at høstingen ikke har negative langtidseffekter på andre arter eller økosystemfunksjoner knyttet til tareskogene.

#### 4.3.2 Høsting av tang

Av tangartene er det grisetang som høstes i dag. Det finnes ca. 1,8 mill tonn grisetang langs norskekysten (Indergaard 2010), og biomassetettheten i grisetangsonen ligger normalt på mellom 4 og 7 kg m<sup>-2</sup>. Dette betyr at grisetang dekker et totalt areal på rundt 300 kvadratkilometer i fjæresonen i Norge. Grisetang høstes fra fjæresonen ned til et par meters dyp på kyststrekningen mellom Smøla og Vesterålen, og gir råstoff til produksjon av tangmel og tangekstrakt. Det høstes totalt i underkant av 20 000 tonn grisetang langs norskekysten per år. Det årlige uttaket av grisetang utgjør dermed rundt 1 % av artens beregnede totalbiomasse, og er dermed relativt sett høyere enn for stortare (0,3 %).

Grisetang har et begrenset rekrutteringspotensial som gjør den spesielt sårbar overfor inngrep, og høsting av denne arten er gjenstand for regulering og overvåking i andre land, bl.a. Canada (Ugarte og Sharp 2001, Ugarte m.fl. 2005). Veksten er relativt langsom, og grisetangplantene kan bli svært gamle, med en maksimumsalder på mer enn 50 år i enkelte populasjoner. I Norge er ikke høstingen av grisetang regulert, men opplysninger fra næringen går ut på at man høster hvert område med en syklus på ca. 5 år. De økologiske effektene knyttet til høsting av grisetang har vært lite studert i Norge (Larsen m.fl. 1997), og høsteaktiviteten er i dag ikke gjenstand for overvåking. I tillegg til høstefrekvens og uttaksgrad vil kutthøyden (dvs. avstand fra algens basis til kutt) være av avgjørende betydning for gjenveksten, da den skjer ved at nye skudd og greiner vokser ut igjen på de avkuttete plantene. Avhengig av kutthøyden kan maskinell høsting være mer skånsom enn håndhøsting, der oftere hele planter fjernes (Ugarte og Sharp 2001). Potensialet for høsting av grisetang må utredes for å få oversikt over hvordan denne aktiviteten påvirker det biologiske mangfoldet, både kortsiktig og langsiktig, og om høstingen er bærekraftig.

#### 4.3.3 Dyrking av tare til mat eller som karbonlagring

Høsting og utnytting av stortare til industrielle formål er en betydelig aktivitet i Norge, men vi ligger langt etter andre deler av verden når det gjelder å utnytte tang og tare som næring for

mennesker. Det er en økende interesse for de best egnede produktene fra makroalger til menneskeføde, men dette er mest på forsøksstadiet. Det er knyttet utfordringer og muligheter til utnyttelse av tang og tare til dyrefôr på land, men her er det behov for forskning og utvikling. Selv om vi har flere hundre makroalgearter i Norge, er det antakelig bare et fåtall arter som er aktuelle for høsting eller oppdrett. Mens stortare er ettertraktet som industriråstoff til ekstraksjon av blant annet alginat, er sukkertare aktuell som råstoff til bioenergi. Butare og søl har potensial som spiselige tarearter for mennesker og dyr, og ved Bioforsk er det satt i gang et arbeid for å kartlegge egnetheten av ulike spiselige algearter i Norge (Bioforsk 2012).

Eufotisk sone i fjordene er relativt næringsfattige i sommerhalvåret, og kontrollert oppvelling av næringsrikt dypvann i en fjord kan bidra til å øke primærproduksjonen (se omtale under kap. 3.2.10, Resultater fra Lysefjorden). Det burde være store arealer tilgjengelig og gode muligheter langs norskekysten for dyrking av både sukkertare og mulig butare og fingertare, samt i en kombinasjon med blåskjell.

Tare er i utgangspunktet en av klodens mest produktive biotoper, og de norske tareskogene binder mellom 560 og 1000 g C m<sup>-2</sup> per år i biomasse (Pedersen m.fl. 2012) og opp mot 3000 g C m<sup>-2</sup> dersom man tar med produksjon av løst organisk karbon (DOC) (Abdullah og Fredriksen 2004). Til sammenlikning binder planteplankton i norske kystfarvann typisk mellom 110–140 g C m<sup>-2</sup> (Aure m.fl. 2007). Tareskogen bygger således 5–10 ganger mer biomasse per arealenhet enn planteplankton (men planteplankton bidrar mer totalt sett fordi det utnytter mye større arealer enn taren kan).

På grunn av tarens høye produktivitet per arealenhet sammenlignet med planktonalger, kan man som et alternativ til å ta taren på land, la tareanlegget stå i fred og få omsette produksjonen naturlig i økosystemet. Taren vil skape et attraktivt miljø med både skjul og mat for mange andre arter, og kunne bidra til økt produksjon av krabber og fisk i fjordsystemet. I USA foregikk det fra 1968 til 1990 et storstilt prosjekt for utnytting av tare til bioenergiformål (Chynoweth 2002), og man så også da for seg økosystemforbedrende effekter av tare dyrking.

Det kan også ligge et potensial for karbonlagring i å dyrke tare i hengende strukturer og senke tarebiomassen på store havdyp. Tabell 2 indikerer at en ved å utnytte et areal tilsvarende 25 % av en fjord som Porsangerfjorden kan binde rundt 1 million tonn CO<sub>2</sub>.

**Tabell 2.** Potensial for CO<sub>2</sub>-lagring via dyrking og deponering på dypt vann.

Dyrket sjøareal km <sup>2</sup>	Tørrvekt tare millioner tonn	CO <sub>2</sub> -fangst millioner tonn	Andel av norske CO <sub>2</sub> -utslipp %	Andel an Norges sjøarealer innenfor grunnlinjen (%)
10	0,02	0,03	0,1	0,01
100	0,2	0,29	0,6	0,11
1000	2	2,88	6,4	1,12
5000	10	14,40	32,0	5,61

Som for utfelling av mikroalger til store dyp (Smetacek m.fl. 2012) nevnt under kap. 2.1, vil det være problemstillinger utover kostnader og arealbeslag en slik løsning vil måtte forholde seg til. Potensialet for organisk overbelastning av bunnen, samt graden av nedbryting og skjebnen til frigitt CO<sub>2</sub> vil være blant disse.

Alternativt kan taren omdannes til biodrivstoff etter flere ulike metoder der én vil være å omgjøre taren til biotjære ved hjelp av pyrolyse (Aresta m.fl. 2005). Statoil deltar i et prosjekt på utvikling av biodrivstoff fra tare sammen med Bio Architecture Lab (BAL) (news24, 2012).

#### **4.3.4 Matproduksjon**

Økt inntak av marine produkter fra lave trofiske nivå kan bidra til avlastning av jordbruksareal. Konsum av tare antas i tillegg å ha helsefremmende effekter (Holdt og Kraan 2011), og et større inntak av tare på bekostning av produkter dyrket på høyere trofiske nivåer kan være bra for både helse og miljø. Dersom en større del av føret til våre husdyr kan baseres på bærekraftig produserte marine ressurser som tare og skjell, vil det redusere behovet for import av soya (ca. 215 000 tonn per år). Det vil i så fall bidra til å lette presset på jordbruksland – inkludert regnskog som ryddes til jordbruksformål andre steder i verden.

### **4.4 Prosjekter**

#### **4.4.1 Bærekraftig høsting av naturlige tareskoger**

Mål: Etablere et godt kunnskapsgrunnlag for bærekraftig høsting av tare, som inkluderer mulige effekter av tarehøsting på økosystemet, særlig på biodiversitet og rekruttering av utvalgte arter fisk og krepsdyr, samt assosiert flora.

Norge har et stort potensial for økt uttak av tare, gitt dagens lave utnyttelsesgrad (ca. 0,3 % av stående biomasse). En forutsetning for økt verdiskaping er adekvat kunnskap for en bærekraftig og økosystembasert høsting og forvaltning av tareskogene. I dag er tarehøsting konfliktfylt, og kunnskapen rundt effekter av tarehøsting er mangelfull. Det eksisterer kun et fåtalls undersøkelser utført i begrensede områder langs kysten, og det er behov for målrettet forskning på økosystem- og sosioøkologiske effekter. Eksempelvis er det behov for bedre kunnskap om mulige effekter av tarehøsting på assosiert flora og fauna, som fisk, krepsdyr (som f.eks. hummer og krabbe), og sjøfugl, som bidrar til produksjon og mangfold i tareskogene. Tarehøsting er også blitt koblet til tap av bølgedempende effekt og stranderosjon. Havforskningsinstituttet har i 2012 skrevet et kunnskapsnotat om tarehøsting til FKD og utfører utdypende undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting i Nord-Trøndelag (2011–2012), i tillegg til en rutinemessig overvåking av taresressursene.

Forskningsprogrammet må ha som mål å fremskaffe nødvendig kunnskap mht. potensialet for tarehøsting, utnyttelsesgrad, økologiske og fysiske effekter, samt konflikthåndtering, for å legge til rette for en bærekraftig og økosystembasert tarehøsting for økt verdiskaping og produktutvikling som kan bidra til CO<sub>2</sub>-fangst, biodrivstoff og matproduksjon.

#### **4.4.2 Oppskalering av kalking for å reetablere nedbeitet tareskog**

Mål: Reetablere større tareskogarealer for å undersøke økosystemeffekter inkludert biodiversitet, fiskerekruttering og kråkebollebestanden.

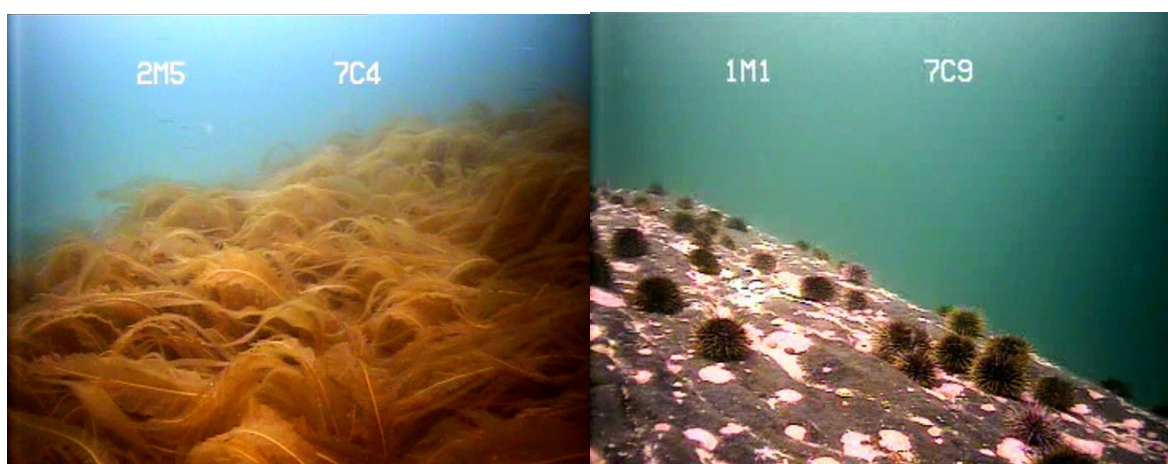
Som nevnt har kråkeboller spist opp tareskogen på store deler av kysten vår med påfølgende tap av primærproduksjon, CO<sub>2</sub>-binding og biologisk mangfold. Sammenhengen mellom tetthet av kråkeboller og tetthet av tare er godt dokumentert (Elnor og Vadas 1990; Keats 1991; Sivertsen 1997, Steneck m.fl. 2002, 2004) og undersøkelser i områder der kråkebollene



har gått tilbake, eller blitt fjernet eksperimentelt, har vist at tarevegetasjonen reetablerer seg raskt (Scheibling 1986, Skadsheim m.fl. 1993 Christie m.fl. 1995, Leinaas og Christie 1996).

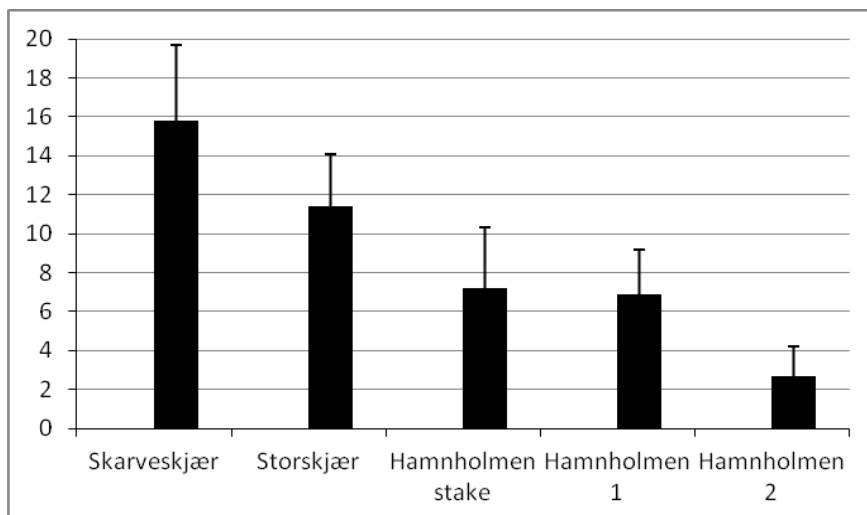
I Porsangen jobber nå Havforskningsinstituttet, i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Universitetet i Tromsø, med å etablere et prosjekt der man fjerner kråkeboller ved bruk av brent kalk for å restaurere tareøkosystemet, og dermed indirekte også de lokale fiskeriene i fjorden. Innledende småskala forsøk viser at kalkingsmetoden er effektiv: kråkebollebestanden reduseres øyeblikkelig og tarevegetasjonen vokser til på de kalkbehandlede lokalitetene (figur 15), med påfølgende ansamling av fiskeyngel, krepsdyr (som er føde for fisk) og totalt sett en klar økning av biomangfoldet. Men for å oppnå en bærekraftig endring med effekter på fiskerier og andre kystressurser, må disse småskalaforsøkene oppskaleres og større områder behandles med kalk. Det er et konkret behov for forskningsinnsats på metodeutvikling, direkte og indirekte effekter av behandlingen, ringvirkninger på det marine økosystemet, på kystsamfunnet (inkl. kystfiske) og en kost-nytte-evaluering (gevinst mot kostnad) i forvaltningsøyemed.

Forskningsprosjektet "Fjordkalk" er initiert med støtte fra Regionalt forskningsråd, Sametinget og Havforskningsinstituttet, med formål blant annet å studere effekter på tilstedeværende arter i tillegg til kråkeboller. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) har foreløpig ikke gitt tillatelse til bruk av den mengden brent kalk som er nødvendig for å gjennomføre storskalaforsøket.



**Figur 15.** Kalkbehandlet lokalitet (ca. 8 måneder etter kalking) med tarevegetasjon (venstre bilde) og ubehandlet kontroll-lokalitet (høyre bilde) i Porsangen.

Desimring av kråkebollebestanden med tanke på å gjenskape tareskogen har vært gjennomført i større skala tidligere. I California ble det benyttet fra noen få til mer enn 150 tonn brent kalk per år i perioden 1963 til 1979, med gjenvekst av tareskog som formål (Bernstein og Welsford 1982). Etter hvert overtok et kommersielt fiske etter kråkeboller som metode for å holde bestanden nede. En slik utvikling er mulig i Norge også. Rogninnholdet økte nemlig kraftig på kråkeboller som ble høstet fra pilotområder som ble kalket i Porsangerfjorden i 2008 og 2009 (figur 16). Fra lokaliteten som ble kalket i 2008 var rogninnholdet i 2011 betydelig høyere enn det som kreves for direkte salg til markedet uten forutgående oppfôring.



**Figur16.** Gonadeinnhold (% av kroppsvekt) i kråkeboller fra Porsangerfjorden i 2011. Skarveskjær og Storskjær ble kalket i hhv. 2008 og 2009, mens Hamnholmen-lokalitetene er kontrollområder.

Det er i prosjektet etablert et samarbeid mellom forskningsinstitusjoner og bedriften Franzefoss Miljøkalk AS, som disponerer et kalkingsfartøy utviklet til kalking av sure vassdrag (figur 17), og vi vil undersøke om dette fartøyet kan tilpasses våre formål.



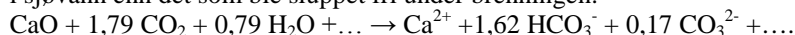
**Figur 17.** Kalking av sure vassdrag i Sør-Norge. Kan samme teknologi benyttes til å redusere kråkebollebestanden i nedbeitede områder på en kostnadseffektiv måte? Foto: Franzefoss Minerals AS

**Tabell 3.** CO<sub>2</sub>-regnskap per tonn kalk brukt til reetablering av tareskog\*

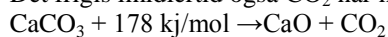
Produksjonsprosessen (# tonn CO <sub>2</sub> som frigis per tonn kalk produsert)	Tonn
CO <sub>2</sub> avgitt når kalk brennes (CaCO <sub>3</sub> + varme → CaO + CO <sub>2</sub> ) (0,740 tonn)**	
CO <sub>2</sub> frigitt ved brenning av spillolje (0,288 tonn)**	
CO <sub>2</sub> frigitt ved bryting, knusing, transport	0,007
Delsum	0,007
Kalkingsprosessen (# tonn CO <sub>2</sub> som bindes per tonn kalk brukt)	
Netto CO <sub>2</sub> bundet når CaO reagerer i sjøvann**	0,306
CO <sub>2</sub> bundet i tare (3,6 kg CO <sub>2</sub> per m <sup>2</sup> og 0,3 kg CaO per m <sup>2</sup> )	12,000
Delsum	12,306
<b>Netto antall tonn bundet CO<sub>2</sub> per tonn kalk forbrukt</b>	<b>12,299</b>

\* Data om frislipp av CO<sub>2</sub> under produksjonsprosessen er fra Sten Solum i Franzefoss Minerals AS

\*\* Når kalk brennes frigis CO<sub>2</sub> til atmosfæren, men ett mol brent kalk binder 0,79 mol mer CO<sub>2</sub> når det reagerer i sjøvann enn det som ble sluppet fri under brenningen:



Det frigis imidlertid også CO<sub>2</sub> når man brenner kull eller olje (som hos Franzefoss) i produksjonsprosessen:



Netto CO<sub>2</sub>-regnestykke CaCO<sub>3</sub> til CaO løst i sjøvann er 0,39 mol CO<sub>2</sub> bundet per mol CaO benyttet, når man bruker olje eller kull til å varme kalken for å produsere CaO (Harvey 2008).

Overslag viser at det er god økonomi i kalkbehandlingsprosjektet. Kostnadene knyttet til innkjøp og spredning av kalk kan anslås til ca. kr 2,- per kg. Det vil gi en omtrentlig kostnad på 170 kr per tonn CO<sub>2</sub> bundet i ny tareskog. En CO<sub>2</sub>-avgift på 200 kr per tonn – slik det er foreslått i Regjeringens klimamelding – vil kunne dekke kostnadene til å binde denne mengden, men tallene som benyttes i disse beregningene må kvalitetssikres gjennom ytterligere studier og praktiske forsøk før de kan regnes som pålitelige. Dersom tareskogen kommer tilbake i nedbeitede områder vil CO<sub>2</sub>-lagringen i stående biomasse øke fra 0 til rundt regnet 3,6 kg /m<sup>2</sup>. Med utgangspunkt i dagens ikke-kvalitetssikrede tallmateriale, kan 1000 km<sup>2</sup> med reetablert tareskog binde 3,6 millioner tonn CO<sub>2</sub> til en gjennomføringskostnad på omtrent 600 millioner kroner.

I tillegg kan man anslå at ytterligere 0,4 kg/m<sup>2</sup> CO<sub>2</sub> bindes opp i sekundær- og tertiærproduksjon (Gundersen m.fl. 2010), og det er også beregnet at den årlige produksjonen i en tareskog er lik den stående biomassen. Det vil, som for bøyestreck med tare, være interessant å forske på produksjon og graden av lagring eller eksport av CO<sub>2</sub> ut av det korte kretsløpet.

Pilotprosjektet som er utført i Porsanger viste tydelig at fjerning med kalk var effektivt og at tareskogen kom raskt tilbake. Imidlertid ble ikke alle kråkebollene berørt, og observasjonene tyder på at gjenlevende kråkeboller aggregerte og opparbeidet høyt gonadeinnhold (se over). Dette gjør at høsting av kråkeboller kan være et supplement for å hindre ny nedbeiting. En annen spennende tilnærming til aktivitet som motvirker ny framvekst av kråkeboller vil være utsetting av steinbit (se nedenfor). Det er viktig at et slikt storskala eksperiment med fjerning av kråkeboller blir fulgt opp med undersøkelser av alternative tiltak og muligheter for maksimal utnyttelse.

#### 4.4.3 Effekter av utsetting av steinbit for å verne reetablert tareskog

Mål: Biologisk kontroll av kråkeboller for å hindre ny nedbeiting av reetablerte tareskoger.

Ettersom forekomstene av kråkeboller i nærheten til de behandlede områdene fortsatt vil være stor, er det en risiko for at kråkebollene vil kunne beite ned igjen tareskoger som har vokst til (Leinaas og Christie 1996). Behandlingssuksess over tid er derfor avhengig av at det etableres arter som kan beite på de ulike livsstadiene til kråkebollene.

På vernede lokaliteter utenfor New Zealand økte mengden av den kråkebollebeitende fiskearten *Pagrus auratus* 5–9 ganger sammenlignet med områder utenfor vernesonen, og gjennomsnittsstørrelsen økte med nesten 70 %. En tilsvarende trend ble observert for hummerarten *Jasus edwardsii*, som har kråkeboller på menyen. Som en følge av forsterking av bestandene av kråkebollebeitere, sank forekomsten av kråkeboller fra 4,9 til 1,4 stk per kvadratmeter, med det resultat at tareskogen kom tilbake i tidligere snaubeitete områder. I vernesonen var det etter hvert bare 14 % av arealet som var nedbeitet, sammenlignet med 40 % av arealet utenfor reservatet (Guidetti 2007).

Basert på disse observasjonene er det derfor viktig at det raskt etableres en bestand av potensielle kråkebollebeitere som kan regulere bestanden av kråkeboller til et normalt nivå. Gråsteinbitens viktigste næringskilde langs kysten av Finnmark er kråkeboller (Falk-Petersen m.fl. 2010). Gråsteinbit i den nyetablerte tareskogen vil kunne livnære seg på et rikt utvalg av kråkeboller og skjell, og på den måten bidra til å hindre ny nedbeiting av tareskogen, samtidig som de selv blir en viktig ressurs, for eksempel i forbindelse med turistfiske.

Det vil trolig være nødvendig å sette ut ungfisk på rundt 200 gram for å redusere yngeldød forårsaket av predatorer på steinbityngel. Parallelt kan en sette ut ungfisk av gråsteinbit med radiosender for å avklare deres utbredelse gjennom døgnet. Ved å sette dyrene ut i et avgrenset område i første fase av prosjektet, vil en kunne se på migrasjon vertikalt og horisontalt og også fange inn levende individer for mageprøvetaking.

I første fase utsettes det 10 000 ungfisk av både flekksteinbit og gråsteinbit. I andre fase utsettes 500 000 ungfisk av én av artene eller en kombinasjon av de to artene fordelt på minst ti ulike lokaliteter i Porsangerfjorden og hvor 10 % av populasjonen vil være merket (PIT-tag). Videre vil 10–20 fisk på hver lokalitet ha innlagt radiosender for kartlegging av vandring og i noen grad kvantifisere «naturlig» dødelighet av fisk. Alle fiskere i fjorden vil delta i et samarbeid for rapportering av all fangst av steinbit.

#### 4.3.4 Oppdrett av steinbit – en energieffektiv og bærekraftig matkilde?

Mål: Utvikle oppdrettskonsept som baserer seg på fôr dyrket i det marine miljø.

Grå- (*Anarhichas lupus*) og flekksteinbit (*Anarhichas minor*) er robuste arter som er velegnet for oppdrett i kaldt vann. Villfangsten er beskjedent og vil derfor i liten grad kunne påvirke prisutviklingen om produktet slår an i stor skala.

Artene har også en betydelig historie i kultur innen forskning og semikommersielle foretak i Norge. Fra Flødevigen til Austevoll gikk turen til Norges fiskerihøgskole i Tromsø, som befruktet de første flekksteinbiteggene i 1993. I løpet av det påfølgende tiåret økte produksjonen til opp mot 100 000 yngel i året.



*Flekksteinbiten er hardfør og vokser godt ved lave temperaturer. I tillegg er kjøttet velsmakende.*

Kommersialiseringstiltaket ble imidlertid avbrutt av at anlegget brant ned. Flekksteinbiten vokser til 4,5 kg i løpet av tre år ved en snittemperatur rundt 5 °C, og filetutbytte er 50 % sammenlignet med 30 % for vill flekksteinbit (Falk-Petersen m.fl. 2003). Kjøttet er delikat og høyt verdsatt i restaurantsegmentet. Skinnen er meget sterkt og egnet for ulike formål innen tekstil- og annen designvareproduksjon – fra hattepynt, til belter, bokomslag og møbeltrekk.

Det har vært drevet forsøk med produksjon av blåskjell i Finnmark. Produksjonstallene har vært gode, men kommersialiseringen har mislykkes på grunn av lange perioder med giftige skjell og lang transportavstand til markedene, noe som gir forkortet hylletid for levende blåskjell.

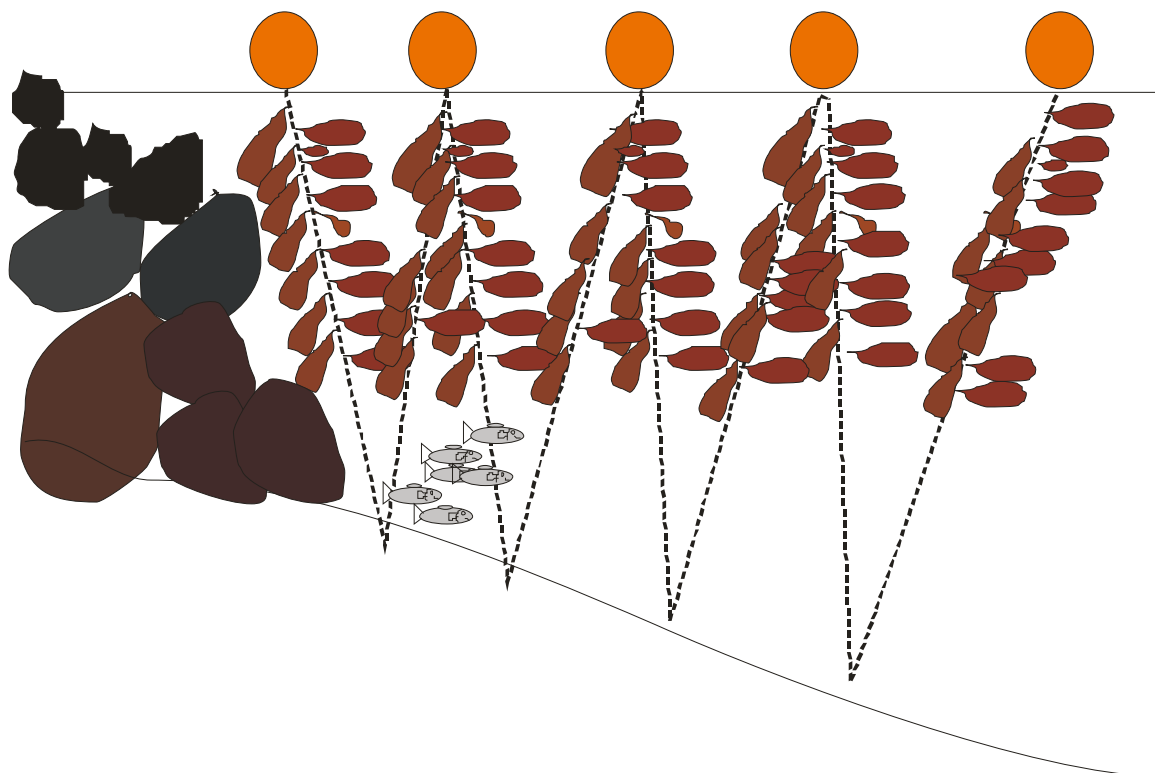
Om man i stedet for å eksportere skjell til humant konsum, foredler blåskjellene lokalt gjennom å gi dem som fôr til steinbit, vil steinbiten kunne inngå i det etablerte apparatet for eksport av fersk fisk. Moderate konsentrasjoner av diarégifter i fôr til laks med innblandet blåskjellmel, har ikke gitt nedsatt vekst eller appetitt (Duinker 2004). Steinbit er i tillegg en tilpasset skjellspiser, og kan forventes å ha utviklet toleranse for algegifter utover det man finner hos annen fisk. Likevel er dette en problemstilling som må undersøkes.

#### **4.4.5 Kunstige tareskoger som produksjonsforbedrende tiltak og CO<sub>2</sub>-fangsttiltak**

Mål: Øke forekomsten av kommersielt viktige arter i det naturlige økosystemet og utrede muligheten for fangst av CO<sub>2</sub> og lagring på dypt vann.

Naturlige tareskoger er per arealenhet omtrent 5–10 ganger mer produktive enn planteplankton i de åpne vannmasser. Kunstige tareskoger, dvs. tare på bøyestrek, er igjen flere ganger mer produktive enn de naturlige, fordi man kan benytte 15 meter av vannsøylen til vekst over store arealer, mot naturlige tareskoger bundet til begrenset hardbunnssubstrat. Kunstige tareskoger som ikke høstes, vil omsette produksjonen i økosystemet de vokser i. De kan således fungere som biologiske *hot-spots*, som gir skjul og mat til for eksempel fiskeyngel (figur 18).

Om produksjon av yngel gjennom det sårbare første året er en flaskehals i Porsangerfjorden, og andre nedbeitede fjorder, kan opprettelse av slike anlegg anrike det øvrige økosystemet med denne manglende økosystemtjenesten, og derved etter hvert bidra til at produksjonen i større deler av fjorden utnyttes av stor fisk. Når taren omsettes i økosystemet til blant annet krepsdyr, vil det i seg selv bidra til bedre mattilbud for krabber og større fisk, og i forlengelsen mulighet for økt uttak og turistfiske på attraktive arter.



**Figur 18.** Biologisk hot spot, med kunstige rev og tarestrukturer. Produksjonen vil foregå i de øverste 15 meterne, men produksjonstauene vil gå ned til bunnen og bidra med fysiske strukturer til fiskeyngel som oppholder seg i de nedre delene av vannsøylen.

Egnetheten av slike anlegg må utforskes i et prosjekt der det bygges opp strukturer i en meningsfull skala, samt etableres et prøvetakingsprogram som dokumenterer plantevekst, assosierte planktonarter og yngelforekomster gjennom året.

Taredyrkingsstrukturer kan også utnyttes som CO<sub>2</sub>-fangstmekanisme, ved at taren produseres i overflaten og siden deponeres på dypt vann, hvor den vil forbli lagret over flere hundre år. Dyrkingsstrukturene vil dekke store arealer (se tabell 2, kap. 4.3.3), og et forstudie vil måtte bidra til å klarlegge ulike økologiske effekter av slike anlegg og for øvrig vurdere om metoden har potensial som et kostnadseffektivt fangst- og lagringsalternativ for CO<sub>2</sub>. Likeså må bunnforholdene i deponeringsområdet kartlegges og følges nøye for å sikre at ikke omsetning av biomassen fører til oksygenvikt eller andre utilsiktede effekter.

#### 4.4.6 Økt matproduksjon ved utvikling av ny teknologi og nye konsepter

Mål: Resirkulere innsatsfaktorer som næringssalter, vann og karbondioksid, samt fase inn marin biomasse som grunnlag for produksjon.

Produksjon av kylling, egg og fisk på bekostning av oksekjøtt og melkeproduksjon, samt håndtering av problematikken rundt dyregjødsel, vil være et effektivt ressurs- og klimaforbedrende tiltak. Man trenger for eksempel bare ett kilo korn for å produsere 1 kg kylling, men hele 8 kg korn for å produsere 1 kg kveggjøtt (Godfray m.fl. 2010). Dyrking av tare og skjell til fôr vil lette presset på jordbruksland, ettersom en tredjedel av avlingene benyttes til dyrefôr (Foley m.fl. 2011). Produksjon av tare og skjell vil i tillegg bidra til opptak av overskuddsnitrogen og fosfor fra sjøvannet. Rødalgen søl (*Palmaria palmata*) har



et relativt høyt proteinnivå (Indergaard og Minsaas 1991) i tillegg til å være en god kilde til mineraler og vitaminer. Søl brukes til menneskemat og kan også brukes til dyrefôr.



**Figur 19.** Eksempel på syklisk produksjonsmodell der tare og skjell benyttes som fôr og energi til drift av veksthus, og gjødsel fra fisk/dyreproduksjonen benyttes til gjødsling av tareparken eller veksthusdelen.

Hyperintensive anlegg for matproduksjon (figur 19) i nærheten av befolkningssentrene, kan bidra til økt forsyningssikkerhet og produksjon av mat med lavt karbonavtrykk. Avlingene kan produseres i drivhus som dyrker i flere etasjer (Germer m.fl. 2011). Slike anlegg vil være uavhengig av klima, redusere behovet for kunstgjødsel og nærmest eliminere behovet for vann, landbruksmaskiner, ugress- og insektmidler (Fishetti 2008). Sveriges Plantagon (<http://www.plantagon.com/>) arbeider allerede med fem vertikale dyrkingsprosjekter.

I underetasjen til slike anlegg kan man produsere fiskearten tilapia eller kylling. Tilapia har i mange år vært verdens raskest voksende oppdrettsart, den er ekstremt hardfør og tåler vannkvaliteter med høyt næringssaltinnhold. Det betyr at vannet fra veksthusdelen kan resirkuleres via oppdrettstankene med tilapia, hvor de anrikes med næringsalter fra fisken, før de igjen pumpes tilbake til veksthuset hvor plantene suger til seg næringsalter.

Biologisk avfall fra produksjonen kan omdannes til biogass, og når biogassen forbrennes i generatorer, vil det i tillegg til strøm dannes karbondioksid og varme. Karbondioksid vil fungere som mat for plantene i veksthuset, og gi mye raskere vekst enn man kunne oppnådd med vanlig luft. Restproduktet i biogasstankene vil inneholde mineraler, nitrogen og fosfat, som sammen med dyregjødsel benyttes som gjødsel i veksthuset, eller pumpes tilbake i tareparken som gjødsel. Generatorvarmen vil gi optimal veksttemperatur, og strømmen som produseres vil drive vannpumper og lysarmatur (LED-lys optimalisert for plantevekst), slik at veksten er optimal også i den mørke årstiden og på overskyete dager.

#### 4.5 Konklusjon

Tareskogene langs kysten (stående biomasse) fanger ca. 30 mill. tonn CO<sub>2</sub> årlig, fordelt på 2/3 stortare og 1/3 sukkertare, og det er anslått at det lagres 0,9–2,3 millioner tonn CO<sub>2</sub> i sedimentene med den tareproduksjonen vi har i dag (Gundersen m.fl. 2010). Tiltak som fører til full gjenvekst av tareskogen kan øke karbonbindingen med 36 millioner tonn som en engangsgevinst, og deretter en årlig gevinst på 1,1–2,9 millioner tonn til varig lagring i sedimentene (til sammen 2,0–5,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> årlig fra fullt restituerte tareskoger).

Estimatene av både sukkertarens naturlige utbredelse og graden av langtidslagring i sedimentene er usikre, og følgelig er lagringsanslagene også usikre.

En økt bærekraftig høsting til 1 % av den stående stortarebiomassen vil sørge for en effektiv og kontinuerlig akkumulering av CO<sub>2</sub> – og avhengig av tareprodukt, i mer eller mindre grad ta CO<sub>2</sub> ut av (det korte) karbonkretsløpet. En slik økt høstingsgrad kan også tilføre industrien 350 000 tonn mer råstoff enn i dag.

Pilotforsøk med bruk av brent kalk for å redusere forekomsten av kråkeboller i nedbeitede områder har gitt lovende resultater, med rask gjenvekst av tareskog og etablering av assosiert dyreliv. Det arbeides for å kunne gjennomføre storskalaforsøk, slik at effektene av reetablering kan studeres på økosystemnivå.

Oppdrett og utsetting av steinbit i nyetablerte tareskoger kan bidra til å hindre ny nedbeiting, samtidig som steinbiten kan utnyttes som en ressurs i for eksempel turistfiskesammenheng.

Tarevekstanlegg kan etableres mange steder langs kysten og utnytte næringsalter som er naturlig forekommende, fra oppdrett eller fra styrt oppvelling av næringsrikt dypvann ved hjelp av ferskvann. Tare som høstes kan utnyttes til menneskemat, fôr, energiproduksjon eller ekstraksjon av kjemikalier.

Dersom toreanleggene får stå uforstyrret i sjøen i stedet for å bli høstet, vil den produserte biomassen kunne omsettes naturlig i økosystemet og bidra til mer kommersielt fangstbar fisk og fiskeyngel. Dersom tareproduksjonen deponeres på større dyp, vil det kunne representere en mulig ny karbonfangstmekanisme.

Nye matproduksjonskonsepter på land, som utnytter innsatsfaktorer som vann, næringsalter, biprodukter og karbondioksid bedre enn dagens systemer, kan ha et framtidig potensial.

Felles for alle forslagene er det at det må skaffes tilveie mer kunnskap gjennom forskning og utviklingsprosjekter, før man kan si noe sikkert om realismen i dem.





## 5.0 Referanser

- Aarseth I. 1997. Western Norwegian fjord sediments: age, volume, stratigraphy, and role as temporary depository during glacial cycles. *Marine Geology* 143: 39-53.
- Abdullah MI, Fredriksen S. 2004. Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 887-894.
- Aksnes DL, Dupont N, Staby A, Fiksen Ø, Kaartvedt S, Aure J. 2009. Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Marine Ecol Prog Ser*, 387:39-49.
- Aksnes DL, Magnesen T, Lie U. 1985. Nutrient enrichment experiments in plastic cylinders and the implications of enhanced primary production in Lindåspollene, western Norway. *Sarsia* 70:45-58.
- Aksnes DL, Mangnesen T. 1984. Kunstig oppstrømning, framtidig havbruk? *Naturen* 1984, 2: 59-62.
- Aksnes, D., Ulvestad, K., Baliño, B., Berntsen, J., Egge, J., Svendsen, E., 1995. Ecological modelling in coastal waters: towards predictive physical-chemical-biological simulation models. *Ophelia* 41, 5-36.
- Albretsen J, Sperrevik AK, Staalstrøm A, Sandvik AD, Vikebø F, Asplin L (2011) NorKyst-800 report no 1. User manual and technical descriptions. Fisken og havet nr 2.
- Allredge AL. 2000. Interstitial dissolved organic carbon (DOC) concentrations within sinking marine aggregates and their potential contribution to carbon flux. *Limnology and Oceanography*, 45: 1245-1253.
- Andreassen L og Asvall RP (red). 1985. Vassdragsregulerings innvirkning på fjorder. Norsk Hydrologisk Komité. Rapport nr 19 – Oslo 1985.
- Anon. 2008. World Bank: World Development Report 2008.
- Anon. 2009. Royal Society of London. Reaping the benefits: Science and the sustainable intensification of global agriculture.
- Anonym 2010. Rapport fra arbeidsgruppen for fremtidig lokalitetsstruktur i blåskjellnæringen. Fiskeri- og kystdepartementet.
- Aresta M, Dibenedetto A, Barberio G. 2005. Utilization of macro-algae for enhanced CO<sub>2</sub> fixation and biofuels production: Development of a computing software for an LCA study. *Fuel Processing Technology* 86:1679-1693.
- Aure J, Strand O, Erga SR, Strohmeier T. 2007. Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. *Marine Ecology-Progress Series* 352:39-52.
- Aure, J., Asplin, L. og Strand, Ø. 2000. Kan vi gjøre våre fjorder mer produktive? *Fisken og havet*, Særnummer 2-2000: 90-94.
- Aure, J., Strand, Ø. og Skaar, A. 2001. Fremtidige muligheter for havbruk i Lysefjorden. *Fisken og havet*, nr 9. 30 s.
- Aure, J., Strand, Ø., Erga, S.R., Strohmeier, T. 2007. Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. *Marine Ecol Prog Ser*, 352:39-52.
- Bahri m.fl. 2009. Blue Carbon. The role of healthy oceans in binding carbon (Nellemann m.fl., eds.). A Rapid Response Assessment report, <http://www.grida.no/publications/rr/blue-carbon/>.
- Bernstein BB, Welsford RW. 1982. An assessment of feasibility of using high-calcium quicklime as an experimental tool for research into kelp bed/sea urchin ecosystems in Nova Scotia. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 968:1-51.
- Berntsen J, Aksnes DL, Foldvik A 2002. Production enhancement by artificial upwelling: a simulation study. *Hydrobiologia* 484: 177-190.
- Bioforsk. 2012. Algedyrking - en ny mulighet for landbruket?  
[http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/fagomrader/fagomrade/omrade/tema/artikkel?p\\_dimension\\_id=16846&p\\_document\\_id=91355](http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/fagomrader/fagomrade/omrade/tema/artikkel?p_dimension_id=16846&p_document_id=91355).
- Biomass with CO<sub>2</sub> Capture and Storage (Bio-CCS) - The way forward for Europe.  
<http://www.zeroemissionsplatform.eu/library/publication/206-biomass-with-co2-capture-and-storage-bio-ccs-the-way-forward-for-europe.html>.
- Blicher ME, Sejr MK, Bendtsen J. 2012. High air-sea CO<sub>2</sub> uptake rates in nearshore and shelf areas of Southern Greenland: Temporal and spatial variability. *Marine Chemistry* 128-129: 26-33.
- Bodvin T, Indergaard M, Norgaard E, Jensen A, Skaar A. 1996. Clean technology in aquaculture - a production without waste products? In Chapman D. og Lindstrøm S. (eds.): Proceedings of the XV<sup>th</sup> International Seaweed Symposium. *Hydrobiologia*, 326/327: 83-86.
- Bodvin, T., Indergaard, M., Norgaard, E., Jensen, A. og Skaar, A. 1996. «Clean technology in aquaculture - a production without waste products?» In Chapman, D. og Lindstrøm, S. (eds.): Proceedings of the XV<sup>th</sup> International Seaweed Symposium. *Hydrobiologia*, 326/327: s. 83-86, 1996.
- Bozec, Y., Thomas, H., Elkalay, K., de Baar, H.J.W., 2005. The continental shelf pump for CO<sub>2</sub> in the North Sea - evidence from summer observation. *Marine Chemistry* 93, 131-147.

- Bruke LA, Kura Y, Kassem K, Revenga C, Spalding M, McAllister D. 2001. Coastal Ecosystems. Pilot analysis of global ecosystems. World Resources Institute. ISBN: 1-56973-458-5.
- Chapman ARO. 1981. Stability of Sea-urchin dominated Barren Grounds following destructive grazing of Kelp in St-Margarets Bay, Eastern Canada. *Marine Biology* 62:307-311.
- Chauvaud L, Thompson KJ, Cloern JE (2003) Clams as CO<sub>2</sub> generators: the *Potamocorbula amurensis* example in San Francisco Bay. *Limnol Oceanogr* 48:2086–2092.
- Chopin T, Robinson SMC, Troell M, Neori A, Buschmann AH, Fang J. 2008. Multitrophic integration for sustainable marine aquaculture: 2463–2475. In: Jørgensen SE, Fath BD (eds). *The encyclopedia of ecology, ecological engineering* (Vol. 3). Elsevier, Oxford.
- Chopin T, Yarish C. 1998. Nutrients or not nutrients? That is the question in seaweed aquaculture and the answer depends on the type and purpose of the aquaculture system. *World Aquaculture* 29: 31–33.
- Christiansen H. 2009. Blåskjelloffensiven 2008. Sluttrapport til Fiskeri- og kystdepartementet. ISBN-nr: 978-82-92075-02-9.
- Christie H, Fredriksen S, Rinde E. 1998. Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia* 375 (376): 49–58.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83:687-699.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM. 2007. Bushy or smooth, high or low; importance of habitat architecture and vertical position for distribution of fauna on kelp. *Journal of Sea Research* 58: 198–208.
- Christie H, Jørgensen, NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 687–699.
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396: 221–233.
- Chung IK, Beardall J, Metha S, Dinabandhu S, Slobodanka S. 2011. Using marine macroalgae for carbon sequestration: a critical appraisal. *Journal of Applied Phycology* 23:877–886.
- Chynoweth DP. 2002. Review of biomethane from marine biomass. In: Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Cranford PJ, Kamermans P, Krause G, Bodoy A, Mazurié J, Buck B, Dolmer P, Fraser D, Gubbins M, Van Nieuwenhove K, Sanchez-Mata A, Strand Ø. 2012. An Ecosystem-Based Framework for the Integrated Evaluation and Management of Bivalve Aquaculture Impacts. *Aquaculture Environmental Interactions* 2: 193-2013.
- Direktoratet for naturforvaltning, <http://www.dirnat.no/content/500044763/Hav-og-kyst>.
- Duinker, A., Moen, A-G, Nortvedt, R. og Sveier, H. 2004. Utvidet kunnskap om blåskjell som fiskefôrressurs. Sluttrapport Norges forskningsråd prosjekt 150109. 10 s.
- Elner & Vadas 1990. Inference in Ecology: The Sea Urchin Phenomenon in the Northwestern Atlantic. *The American Naturalist* 136 (1) 108-125.
- Engelen AH, Leveque L, Destombe C, Valero M. 2011. Spatial and temporal patterns of recovery of low intertidal *Laminaria digitata* after experimental spring and autumn removal. *Cahiers de Biologie Marine* 52: 441-453.
- Erga SR, Ssebiyonga N, Frette Ø, Hamre B, Aure J, Strand Ø, Strohmeier T. 2012. Dynamics of phytoplankton distribution and photosynthetic capacity in a western Norwegian fjord during coastal upwelling: Effects on optical properties. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97: 91-103.
- Eriksen A, Moen F. 1993. Taskekrabbe (*Cancer pagurus* L.); populasjonsstruktur, levested og næringsvalg i et oppvekstområde ved Trøndelagskysten. Title in English: The edible crab (*Cancer pagurus* L.); population structure, habitat and food preferences at the Trondheim county coast. Cand. scient. thesis. Trondheim Biological Research Station. 59 pp.
- Espeland SH, Thoresen AG, Olsen EM, Stige LC, Knutsen H, Gjøsæter H, Stenseth NC. 2010. Diel vertical migration patterns in juvenile cod from the Skagerrak coast. *Marine Ecology Progress Series* 405: 29–37.
- EU's Zero Emissions Platform and the European Biofuels Technology Platform <http://www.biofuelstp.eu/bio-ccs.html>.
- Falk-Petersen I-B, Foss A, Tveiten H, Espelid S, Andreassen I. 2003. Flekksteinbit i oppdrett – status og utfordringer. In: *Fisken og havet, særnummer 3-2003*.
- Falk-Petersen IB, Kanapathippilai P, Primicerio R, Hansen TK. 2010. Size, locality and seasonally related feeding preferences of common wolffish (*Anarhichas lupus* L.) from north-Norwegian waters. *Marine Biology Research* 6:201-212.
- FAO STAT. <http://www.fao.org/docrep/016/i2727e/i2727e01.pdf>.
- FAO. 2003. Seaweeds used as human food. <http://www.fao.org/docrep/006/y4765e/y4765e00.htm>.
- FAO STAT. 2009. Yearbook of Fishery Statistics Summary tables. <ftp://ftp.fao.org/FI/STAT/summary/default.htm>.

- Filgueira R, Grant J, Strand Ø, Asplin L, Aure J. 2010. A simulation model of carrying capacity for mussel culture in a Norwegian fjord: role of induced upwelling. *Aquaculture* 308: 20-27.
- Fishetti M. 2008. Growing Vertical. *Scientific American* 300: 6.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockstrom J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337-342.
- Fosså JH, Sjøtun K. 1993. Tareskogsøkologi, fisk og taretråling. *Fiskets Gang* 2-1993: 16-26.
- Fredriksen S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) analysis. *Marine Ecology-Progress Series* 260:71-81.
- Fredriksen S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) analysis. *Marine Ecology Progress Series* 260: 271-283.
- Germer J, Sauerborn J, Asch F, de Boer J, Schreiber J, Weber G, Muller J. 2011. Skyfarming an ecological innovation to enhance global food security. *J Verbrauch Lebensm* 6:237-251.
- Godfray H CJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, Pretty J, Robinson S, Thomas SM, Toulmin C. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327:812-818.
- Guiry, M.D. og Guiry, G.M. 2012. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 27 August 2012.
- Gullestad P, Bjørge S, Eithun I, Ervik A, Gudding R, Hansen H, Johansen R, Osland AB, Rødseth M, Røsvik IO, Sandersen HT, Skarra H, Bakke G (2011) Effektiv og bærekraftig arealbruk i havbruksnæringen – areal til begjær. Rapport fra et ekspertutvalg oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet. ISBN: 978-82-92075-05-01.
- Gundersen H, Christie H, de Wit H, Norderhaug K, Bekkby T, Walday M. 2010. Utredning om CO<sub>2</sub>-opptak i marine naturtyper. In: NIVA. p 25.
- Gundersen H, Christie H, de Wit H, Norderhaug KM, Bekkby T og Walday M. 2011. Utredning om CO<sub>2</sub>-opptak i marine naturtyper. NIVA-rapport LNR 6070-2010.
- Handå A, Min H, Wang X, Broch OJ, Reitan KI, Reinertsen H, Olsen Y. 2012. Incorporation of fish feed and growth of blue mussels (*Mytilus edulis*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture: Implications for integrated multi-trophic aquaculture in Norwegian coastal waters. *Aquaculture* 356-357: 328-341.
- Handå A. 2012. Cultivation of mussels (*Mytilus edulis*). Feed requirements, storage and integration with salmon (*Salmo salar*) farming. Doctoral thesis, NTNU, 2012:108.
- Handå A, Forbord S, Broch OJ, Richardsen R, Skjermo J, Reitan KI. 2009. Utredning om dyrking og anvendelse av tare, med spesiell fokus på bioenergi i nordområdene. SINTEF Rapport Nr. SFH80 A092036.
- Harvey LDD. 2008. Mitigating the atmospheric CO<sub>2</sub> increase and ocean acidification by adding limestone powder to upwelling regions. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 113.
- Holdt SL, Kraan S. 2011. Bioactive compounds in seaweed: functional food applications and legislation. *J Appl Phycol* 23:54.
- Hovgaard, P, Mortensen, S. og Strand, Ø. 2001. Skjell – biologi og dyrking. Kystnæringen forlag. ISBN 82-7595-022-8. 255 s.
- Høisæter T, Fosså JH, Lein TE. 1992. Tareskogen som habitat og oppvekstområde for fisk i relasjon til eventuelle skadevirkninger av taretråling. Et forprosjekt – IFM rapport nr. 3, 1992, Universitetet i Bergen.
- Indergaard MP. 2010. Tang og tare – i hovedsak norske brunalger: Forekomster, forskning og anvendelse. 132 pp. <http://ntnu.diva-portal.org/smash/get/diva2:397862/FULLTEXT02>.
- Indergaard, M. and Minsaas, J. 1991. Animal and human nutrition In: Guiry, M.D. et al. (ed.) 1991. Seaweed Resources in Europe: Uses and Potential. Pp. 21-64.
- Ivanochko, TS, Calvert, SE, Southon, JR, Enkin, RJ, Baker, J, Dallimore, A, Pedersen, TF. 2008. Determining the post-glacial evolution of a northeast Pacific coastal fjord using a multiproxy geochemical approach. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 45: 1331-1344.
- Jansen HM. 2012. Bivalve nutrient cycling - Translocation, transformation and regeneration of nutrients by suspended mussel communities in oligotrophic fjords. Doctoral thesis Wageningen University, the Netherlands.
- Jorde I. 1966. Algal associations of a coastal area south of Bergen, Norway. *Sarsia* 23: 1-52.
- Jørgensen NM, Christie H. 2003. Diurnal, horizontal and vertical dispersal of kelp-associated fauna. *Hydrobiologia* 503:69-76.
- Kaartvedt S, Svendsen H. 1990. Impact of freshwater runoff on physical oceanography and plankton distribution in a Western Norwegian fjord: an experiment with a controlled discharge from a hydroelectric power plant. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 381-395.
- Kaartvedt S, Svendsen H. 1995. Effect of fresh-water discharge, intrusions of coastal water, and bathymetry on zooplankton distribution in a Norwegian fjord system. *J. Plankton Res.*, 17: 493-511.

- Kain JM, Holt TJ, Dawes CP. 1990. European *Laminariales* and their cultivation. In: Yarish C, Penniman CA, Van Petten P, eds. Economically Important Plants of the Atlantic: Their Biology and Cultivation. Connecticut Sea Grant College Program, University of Connecticut, Groton, USA. p. 95-111.
- Keats DW. 1991. Refugial *Laminaria* Abundance and Reduction in Urchin Grazing in Communities in the North-West Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 71 (04): 867-876.
- Kraan S. 2010. Mass-cultivation of carbohydrate rich macroalgae, a possible solution for sustainable biofuel production. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (2010) 1-20.
- Kuhn W, Patsch J, Thomas H, Borges AV, Schiettecatte L-S, Bozec Y, Prowe AEF. 2010. Nitrogen and carbon cycling in the North Sea and exchange with the North Atlantic—A model study, Part II: Carbon budget and fluxes. *Continental Shelf Research* 30, 1701–1716.
- Kutti T. 2008. Regional impact of organic loading from salmonid farm. Doctoral thesis, University of Bergen, 2008.
- Larsen JF, Tangen K, Fredriksen S. 1997. Forvaltning og utnyttelse av tangforekomstene i Grandefjæra naturreservat. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Rapport Nr. 2/97.
- Larsen S, Andersen T, Hessen DO. 2011. Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. *Global Change Biology* 17: 1186-1192.
- Leinaas HP, Christie H. 1996. Effects of removing sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*): stability of the barren state and succession of kelp forest recovery in the east Atlantic. *Oecologia* 105: 524–536
- Lindahl, O. (2011) Mussel Farming as a Tool for Re-Eutrophication of Coastal Waters: Experiences from Sweden, in *Shellfish Aquaculture and the Environment* (ed S. E. Shumway), Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Lobban CS, Wynne MJ. 1981. *The Biology of Seaweeds* University of California Press. ISBN 0-520-04585-8.
- Lorentsen SH, Sjøtun K, Grémillet D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation* 143: 2054–2062.
- Løvås SM, Tørum A. 2001. Effect of the kelp *Laminaria hyperborea* upon sand dune erosion and water particle velocities. *Coastal Engineering* 44: 37–63.
- Løvås SM. 2000. Hydro-physical conditions in kelp forest and the effect of wave damping and dune erosion. A case study on *Laminaria hyperborea*. Doktoringeniøravhandling 2000:28 Konstruksjonsteknikk. NTNU Trondheim.
- Mann KH. 1973. Seaweeds - their productivity and strategy for growth. *Science* 182:975-981.
- Marstein AC. 1997. Epiphytic algae on kelp stipes from Vega – an area with varying densities of sea urchins. *Blyttia* 3: 123-129.
- McClimans TA, Handå A, Fredheim A, Reitan KI. 2010 Controlled artificial upwelling in a fjord to stimulate non-toxic algae. *Aquaculture Engineering* 42:140-147.
- Méndez G, Vilas, F. 2005. Geological antecedents of the Rias Baixas (Galicia, northwest Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems* 54 (1–4): 195–207 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.07.012>)
- Moland E, Olsen EM, Knutsen H, Knutsen JA, Enersen SE, André C, Stenseth NC. 2011. Activity patterns of wild European lobster *Homarus gammarus* in coastal marine reserves: implications for future reserve design. *Marine Ecology Progress Series* 429: 197-207.
- Mork M. 1996. The Effect of Kelp in Wave Damping. *Sarsia* 80 (4): 323-327.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. In: United Nations Environment Programme.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G (2009) Blue carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme, GRIDArendal, [www.grida.no/publications/rr/blue-carbon/](http://www.grida.no/publications/rr/blue-carbon/).
- news24. 2012. Breakthrough in seaweed biofuel. <http://www.news24.com/SciTech/News/Breakthrough-in-seaweed-biofuel-20120120>.
- Nilsen JEØ. 1997. Bølgedempning i tareskog. Hovedfagsoppgave ved Geofysisk institutt, Universitetet i Bergen.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish–macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1279–1286
- Norderhaug KM, Christie H, Fredriksen S. 2007. Space limitation in a Norwegian kelp *Laminaria hyperborea* forest? Evidence from using artificial habitats. *Journal of Sea Research* 58: 120–124.
- Norderhaug KM, Christie H, Rinde E. 2002. Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns. *Marine Biology* 141: 965–973
- Norderhaug KM, Christie HC. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5:515-528.
- Norderhaug KM, Fredriksen S, Nygaard K. 2003. Trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation to food quality. *Marine Ecology Progress Series* 255: 135–144.
- Norderhaug KN, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85:1279-1286.

- Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O (2009) Deep-water shrimp (*Pandalus borealis*, Krøyer 1838) as indicator organism for fish-farm waste. *J Exp Mar Biol Ecol* 381: 82–89.
- Pauly D, Christensen V. 1995. Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature* 374:255-257.
- Pedersen MF, Nejrup LB, Fredriksen S, Christie H, Norderhaug KM. 2012. Effects of wave exposure on population structure, demography, biomass and productivity of the kelp *Laminaria hyperborea*. *Marine Ecology-Progress Series* 451:45-60.
- People and the planet. The Royal Society Science Policy Centre report 01a/12.  
<http://royalsociety.org/policy/projects/people-planet/report/>.
- Peteiro C, Freire O. 2009. Effect of outplanting time on commercial cultivation of kelp *Laminaria saccharina* at the southern limit in the Atlantic coast, N.W. Spain. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 27(1): 54-60.
- Prowe, A.E.F., Thomas, H., Pätsch, J., Kühn, W., Bozec, Y., Schiettecatte, L.-S., Borges, A.V., de Baar, H.J.W., 2009. Mechanisms controlling the air–sea CO<sub>2</sub> flux in the North Sea. *Continental Shelf Research* 29, 1801–1808.
- Redmond KJ, Magnesen T, Kupka Hansen P, Strand Ø, Meier S. 2010. Stable isotopes and fatty acids as tracers of the assimilation of salmon fish feed in blue mussels (*Mytilus edulis*) *Aquaculture* 298:202-210.
- Rinde E, Christie H, Bekkby T, Bakkestuen V. 2006. Økologiske effekter av taretråling. Analyser basert på GIS-modellering og empiriske data. NIVA Rapport Lnr. 5150-2006.
- Rinde E, Christie H, Fredriksen S, Sivertsen A. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: Betydning av tareskogens struktur for forekomst av hapterfauna, bunnfauna og epifytter. NINA Oppdragsmelding 127.
- Rosland R., Bacher C., Strand Ø., Aure, J., Strohmeier T. 2011. Modelling growth variability in longline mussel farms as a function of stocking density and farm design. *Journal of Sea Research*, 66: 318-330.
- Rosland R., Strand Ø., Alunno-Bruscia M., Bacher C., Strohmeier T. 2009. Applying Dynamic Energy Budget (DEB) theory to simulate growth and bioenergetics of blue mussels under low seston conditions. *J. Sea Res.*, 62: 49-61.
- Rysgaard S, Mortensen J, Juul-Pedersen T, Sørensen LL, Lennert K, Søgaard DH, Arendt KE, Sakshaug E, Sjøtun K. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet.
- Sepúlveda J, Pantoja S, Hughen K, Lange C, Gonzalez F, Muñoz P, Rebolledo L, Castro R, Contreras S, Ávila A, Rossel P, Lorca G, Salamanca M, Silva N, Fluctuations in export productivity over the last century from sediments of a southern Chilean fjord (44°S), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65; 587-600.
- Sivertsen A, Indergaard M, Jensen A, Jørgensen L. 1990. Høsting og økologisk betydning av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs kysten av Sør-Trøndelag. SINTEF Rapport nr. STF A90077.
- Sivertsen K, Bjørge A. 1980. Reduksjon av tareskogen på Helgelandskysten. *Fisken og havet* 4: 1-9.
- Sivertsen K. 1991. Høsting av stortare og gjenvekst av tare etter taretråling ved Smøla, Møre og Romsdal. *Fisken og havet* 1991-1.
- Sivertsen K. 1997. 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2872–2887.
- Sivertsen K. 2006. Overgrazing of kelp beds along the coast of Norway. *Journal of Applied Phycology* 18: 599-610.
- Sjøtun K, Christie H, Fosså JH. 2001. Overvaking av kråkebolleforekomstar og gjenvekst av stortare etter prøvetråling i Sør-Trøndelag. *Fisken og havet* 5:1-24.
- Sjøtun K, Christie H, Fosså JH. 2006. Effects of kelp recruitment and sea urchin grazing on stability in kelp forest (*Laminaria hyperborea*). *Marine Biology Research* 2:24-32.
- Sjøtun K, Fredriksen S, Lein TE, Rueness J, Sivertsen K. 1993. "Population studies of *Laminaria hyperborea* from its northern range of distribution in Norway". *Hydrobiologia* 260/261: 215-221.
- Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness J, Lein TE. 1995. Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. In: Skjoldal HR, Hopkins C, Erikstad KE Leinaas HP (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier, Amsterdam, p 525–536.
- Sjøtun K. 1999. Kva innebærer taretrålinga for fisken? Pp. 82-86 i: Aure J m.fl. (Eds.) *Havets miljø 1999*. *Fisken og havet, særnr.* 2-1999. Bergen.
- Sjøtun K. 2002. Overvåking av gjenvekst av tare etter tråling i Sør-Trøndelag 2002. Tokt nr. 2002507. Toktrapport-Havforskningsinstituttet. 20 pp.
- Skogen, M., Svendsen, E., Berntsen, J., Aksnes, D., Ulvestad, K., 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled 3 dimensional physical chemical biological ocean model. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 41, 545–565.
- Skreslet S, Leinebø R, Matthews JBL, Sakshaug E. 1976. Freshwater on the sea. Proceedings from a symposium on the influence of fresh-water outflow on biological processes in fjords and coastal waters, 22.-25. april 1974, Geilo, Norge. The Association of Norwegian Oceanographers, Oslo 1976.



- Smetacek V, Klaas C, Strass VH, Assmy P, Montresor M, Cisewski B, Savoye N, Webb A, d'Ovidio F, Arrieta JM, Bathmann U, Bellerby R, Berg GM, Croot P, Gonzalez S, Henjes J, Herndl GJ, Hoffmann LJ, Leach H, Losch M, Mills MM, Neill C, Peeken I, Rottgers R, Sachs O, Sauter E, Schmidt MM, Schwarz J, Terbruggen A, Wolf-Gladrow D. 2012. Deep carbon export from a Southern Ocean iron-fertilized diatom bloom. *Nature* 487:313-319.
- Steen H, Bodvin T, Moy F. 2009. Revitalisering av sukkertare langs Skagerrakkysten – Utprøving av en enkel praktisk orientert metode. Sluttrapport. 25 sider.
- Steen H, Bodvin T, Moy FE. 2012. Visuell registrering av fisk etter prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag i 2011. *Fisken og havet* 2012-1.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2011. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2011. Rapport fra Havforskningen Nr. 20-2011.
- Steen H. 2006. 2.10 Stortare. Pp. 86-88 i: I Svåsand T., Boxaspen K., Dahl E., Jørgensen L.L. (Eds.). *Kyst og havbruk 2006. Fisken og havet, særnr. 2-2006*. Bergen.
- Steen H. 2007. 2.11 Stortare. Pp. 99-101, I Dahl E., Hansen P.K., Haug T., Karlsen Ø. (Eds.). *Kyst og havbruk 2007. Fisken og havet, særnr. 2-2007*. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Steen H. 2008. 2.11 Stortare. Pp. 99-102, I: Boxaspen K.K., Dahl E., Gjøsæter J. og Sunnset B.H. (Eds.). *Kyst og havbruk 2008. Fisken og havet, særnr. 2-2008*. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Steen H. 2009. 2.11. Stortare. Pp 121-124. I Agnalt A.L., Bakketeig I.E., Haug T., Knutsen J.A., Opstad I. (Eds.). *Kyst og havbruk 2009. Fisken og havet, særnr. 2-2009*. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Steen H. 2010a. Stortare. Pp 150. I Gjøsæter H., Haug T., Hauge M., Karlsen Ø., Knutsen J.A., Røttingen I., Skilbrei O., Sunnset B.H. (red.) 2010. *Havforskningsrapporten 2010. Fisken og havet, særnr. 1-2010*.
- Steen H. 2010b. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2010. *Fisken og havet* 2010-8.
- Steen H. 2011a. Tare. Pp 154. I Agnalt A.-L., Fossum P., Hauge M., Mangor-Jensen A., Ottersen G., Røttingen I., Sundet J.H., Sunnset B.H. (red.). 2011. *Havforskningsrapporten 2011. Fisken og havet, særnr. 1-2011*.
- Steen H. 2011b. Undersøkelser av A-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2011. Rapport fra Havforskningen Nr. 13-2011.
- Steen H. 2012. Tare. Pp 145. Aglen A., Bakketeig I.E., Gjøsæter H., Hauge M., Loeng H., Sunnset B.H., Toft K.Ø. (red.). 2012. *Havforskningsrapporten 2011. Fisken og havet, særnr. 1-2012*.
- Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, Corbett D, Erlandson JM, Estes JA, Tegner MJ. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ Conserv* 29:436-459.
- Steneck RS, J Vavrinec and AV Leland. 2004. Accelerating Trophic-level Dysfunction in Kelp forest Ecosystems of the Western North Atlantic. *Ecosystems* 7 (4): 323-332.
- St-Onge, G, Leduc, J, Bilodeau, G, de Vernal, A, Devillers, R, Hillaire-Marcel, C, Loucheur, V, Marmen, S, Mucci, A, Zhang, D. 1999 Characterization of recent Saguenay Fjord (Quebec) sediments based on physical, geochemical, isotopic and micropaleontological tracers. *Geographie Physique et Quaternaire*, 53: 339-350.
- Store norske leksikon. 2012. Søl. Website. Fri lisens. (28.12.2010) Hentet fra: <http://snl.no/s%C3%B8l>.
- Strand Ø, Steen H. 2011. Integriert multitrofisk akvakultur i Norge. Pp 16-17. I Agnalt A.-L., Fossum P., Hauge M., Mangor-Jensen A., Ottersen G., Røttingen I., Sundet J.H., Sunnset B.H. (red.). 2011. *Havforskningsrapporten 2011. Fisken og havet, særnr. 1-2011*.
- Strohmeier T, Strand Ø, Alunno-Bruscia M., Duinker A, Cranford P. 2012. Variability in particle retention efficiency by the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 412: 96-102.
- Strohmeier T, Strand Ø, Cranford P. 2009. Clearance rates of the great scallop (*Pecten maximus*) and blue mussel (*Mytilus edulis*) at low natural seston concentrations. *Marine Biology* 156: 1781-1795.
- Strohmeier, T. 2009. Feeding behavior and bioenergetic balance for the great scallop (*Pecten maximus*) and the blue mussel (*Mytilus edulis*) in a low seston environment. PhD Thesis, University of Bergen, Norway.
- Strohmeier, T., Aure, J., Duinker, A., Castberg, T., Svardal, A. and Strand, Ø. 2005. Flow reduction, seston depletion, meat content and distribution of diarrhetic shellfish toxins in a long-line blue mussel (*Mytilus edulis*) farm. *J. Shellfish. Res.* 24: 15-24
- Svendsen P. 1972. Noen observasjoner over taretråling og gjenvækst av stortare, *Laminaria hyperborea*. *Fiskets Gang* 22: 448-460.
- Sætre R. (ed) 2007. *The Norwegian Coastal Current-Oceanography and Climate*. Tapir Academic Press, 2007
- Søvik G. 2011. Krabbe - Taskekrabbe. Pp 122. I Agnalt A.-L., Fossum P., Hauge M., Mangor-Jensen A., Ottersen G., Røttingen I., Sundet J.H., Sunnset B.H. (red.). 2011. *Havforskningsrapporten 2011. Fisken og havet, særnr. 1-2011*.
- Tang Q, Zhang J, Fang J. 2011. Shellfish and seaweed mariculture increase atmospheric CO<sub>2</sub> absorption by coastal ecosystems. *Marine Ecol Prog Ser*, 424:97-104.
- Taranger GL, Svåsand T, Madhun AS, Boxaspen KK. (2011) Oppdatering - Risikovurdering miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett 2011. *Fisken og havet særnummer 3-2011*.

- Thomas, H., Bozec, Y., de Baar, H.J.W., Elkalay, K., Frankignoulle, M., Schiettecatte, L.-S., Kattner, G., Borges, A.V., 2005. The carbon budget of the North Sea. *Biogeosciences* 2, 87–96.
- Torres R, Pantoja S, Harada N, González HE, Daneri G, Frangopulos M, Rutllant JA, Duarte CM, Rúa-Halpern C, Mayol E, Fukasawa M. 2011. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes along the coast of Chile: From CO<sub>2</sub> outgassing in central northern upwelling waters to CO<sub>2</sub> uptake in southern Patagonian fjords. *Journal of Geophysical Research* 116 C09006, doi:10.1029/2010JC006344, 2011.
- Troedsson C, Alunno-Bruscia M. 2011. Molecular markers to estimate algal diets of mollusks. Sluttrapport til Fransk-Norsk Stiftelse, Norges forskningsråd.
- Ugarte R, Sharp GJ, Moore B. 2005. Changes in the Brown Seaweed *Ascophyllum Nodosum* (L.) Le Jol. Plant Morphology and Biomass Produced by Cutter Rake Harvests in Southern New Brunswick, Canada. *Journal of Applied Phycology*. 18: 351-359.
- Ugarte R, Sharp GJ. 2001. A new approach to seaweed management in eastern Canada: The case of *Ascophyllum nodosum*. *Cahiers de Biologie Marine* 42: 63–70.
- Vadstein, O and Olsen, Y. 2002. Sustainable Increase of Marine Harvesting: Fundamental Mechanisms and New Concepts. *Hydrobiologia* 484: 202 pp.
- Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm. *Environmental pollution* 170: 15-25
- Vetter EW. 1995. Detritus-based patches of high secondary production in the nearshore benthos. *Marine Ecology-Progress Series* 120: 251-262.
- Waage-Nielsen E, Christie H, Rinde E. 2003. Short term dispersal of kelp fauna to cleared (kelp harvested) areas. *Hydrobiologia* 503: 77–91.
- Wassmann P. 1998. Retention versus export food chains: Processes controlling sinking loss from marine pelagic systems. *Hydrobiologia* 363: 29–57.
- Wassmann P. 2004. Eutrophication, primary production and vertical export. In: Wassmann P., Olli K. (eds) Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. Pp 89-98. University of Tromsø, Norway, ISBN 82-91086-36-2.
- Wexels Riser C, Reigstad M, Wassmann P. (2010). Zooplankton-mediated carbon export: A seasonal study in a northern Norwegian fjord, *Marine Biology Research*, 6:5, 461-471.
- Woll A, van der Meeren G. 1997. Taskekrabben (*Cancer pagurus*) – biologi, næring og forvaltning. Rapport Nr. Å9703. Møreforskning. Ålesund.
- Woll A. 1993. Konsekvenser av taretråling i Møre og Romsdal. Rapport Nr. Å9302, Møreforskning, Ålesund.