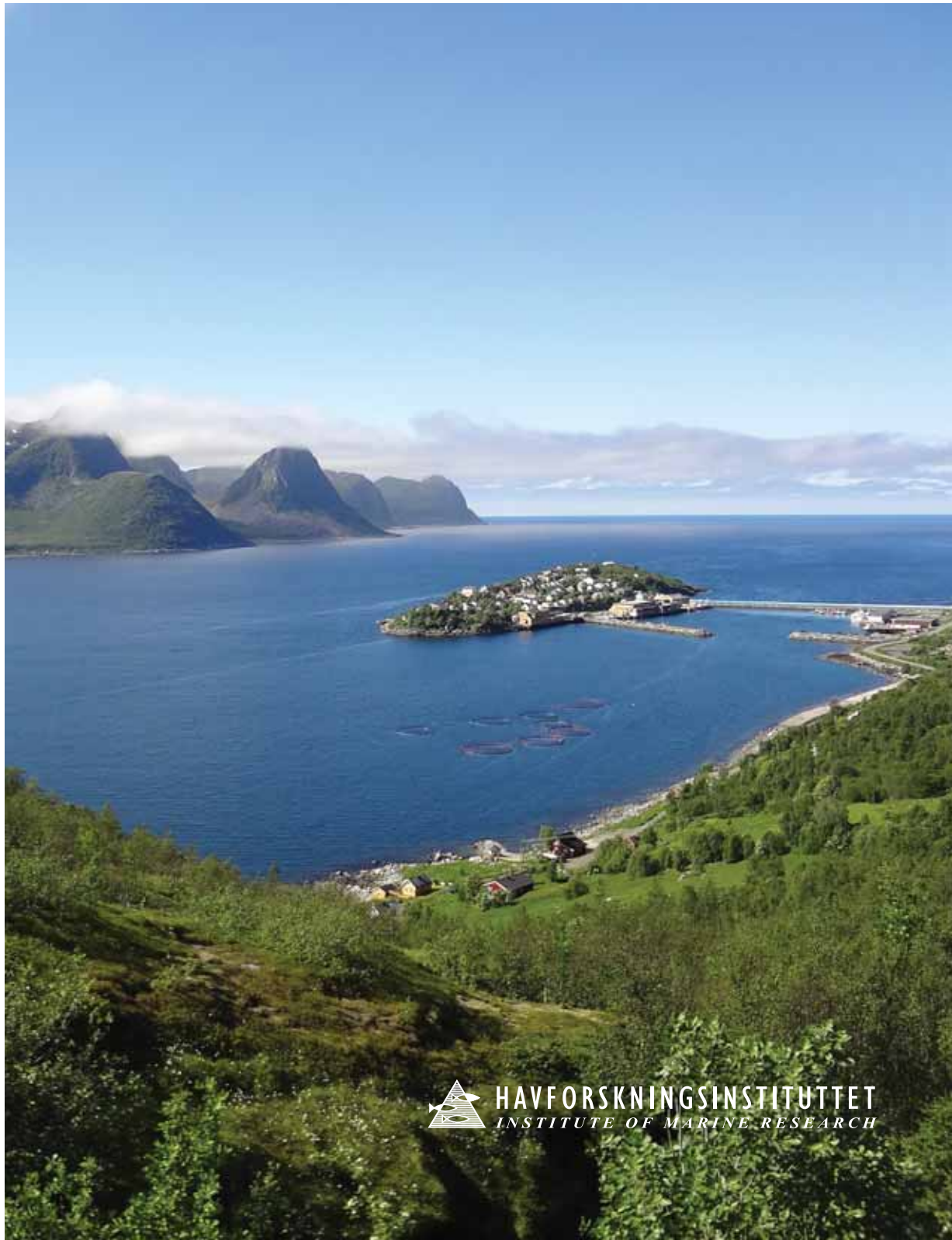


Karbonfangst og matproduksjon i fjorder

Sissel Andersen (redaktør), Tore Strohmeier, Hans Kristian Strand og Øivind Strand



Karbonfangst og matproduksjon i fjorder

Sissel Andersen (redaktør)

Del 1: Karbonsyklus i kyst og fjord

av Tore Strohmeier

Del 2: Økt matproduksjon og CO₂-binding i taeskog

av Hans Kristian Strand

Del 3: Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder

av Øivind Strand



Sorfjorden-Bruvik-Vaksdal fra Hananipa.
Foto: SA

Bergen, mars 2014

Forord

Karbonfangst og matproduksjon i fjorder (KoM i fjorder) er en fortsettelse av prosjektet *Karbonfangst og matproduksjon, KoM* (2012), som hadde sin bakgrunn i Satsningsnotatet ”Karbonfangst og matproduksjon” (innspill til HAV21 fra Havforskningsinstituttet). Sluttrapporten fra *KoM*, ”Marin karbonfangst og matproduksjon” (Andersen m fl 2012) (http://www.imr.no/filarkiv/2012/11/hi-rapp_25-2012.pdf/nb-no) konkluderte med at tiltakene for å stimulere vekst hos både planteplankton og tare har et potensial for å øke karbonfangst og matproduksjon i kyst og fjordområder. Tiltakene var kontrollert oppstrømning av næringsrikt vann for å øke produksjon av planteplankton, og reetablering av tareskog og etablering av flytende tareanlegg for å øke tareveksten. *Karbonfangst* brukes altså her om naturlig fangst av CO₂ i marin plantebiomasse.

En samlet vurdering av konklusjonene viste et behov for kunnskapsinnhenting om karbonets syklus og betydningen for økologiske prosesser i kystvann og fjorder, for å redusere risikoen for uønskede virkninger av tiltakene i økosystemet.

Prosjektet *KoM i fjorder* ble igangsatt på oppdrag fra Direktøren og Forskningsdirektør (R. Toresen) gjennom Programleder O. Torrissen. Prosjektet fikk som mandat å lage en kunnskapsstatus om karbonsyklus i kystvannet og en mulighetsstudie av tiltakene redegjort for i *KoM* (2012).

Aktiviteten i 2013 har fokusert på kunnskapsinnhenting, og i tillegg er det utført eksperimentelle arbeider. Det er foretatt innsamling og analyse av kjerneprøver fra Lysefjorden og Høgsfjorden i Rogaland, og resultatene er inkludert i rapportens kapittel 2. Det er også gjennomført overvåkning av Lysefjorden sommeren 2013, samt utredning av ny løsning for kontrollert oppstrømningsanlegg i Lysefjorden.

Mulighetsstudien i 2013 skal legge et grunnlag for innhold og strategi i en satsing for perioden 2014-2018. Budsjett for perioden 2014-2018 vil være avhengig av konklusjonene fra mulighetsanalysen i 2013, men utkast til budsjetttrammen ble gitt i Satsningsnotatet (innspill til HAV21). Der er det gitt en ramme på 22 mill/år for perioden 2014-2021.

KoM i fjorder består av følgende tre delprosjekter, med ansvarshavende:

- ”Karbonsyklus i kyst og fjord ” - Tore Strohmeier
- ”Økt matproduksjon og CO₂-binding i tareskog” - Hans Kristian Strand
- ”Kontrollert oppstrømning og utnyttelse av næringsrikt dypere vann i fjorder ” - Øivind Strand

Også personer utenfor Havforskningsinstituttet har gitt viktige innspill til rapportdelene, og vi vil takke alle utenfor prosjektgruppen som har bidratt med tekst, kommentarer eller informasjon. Institusjoner og navn nevnes under de enkelte rapportdelene.

Sissel Andersen
(prosjektleder og redaktør)

Innhold

Oppsummering	9
1 Bakgrunn	15
1.1 Sluttrapport 2012 fra Karbonfangst og Matproduksjon (KoM)	15
1.2 Karbonsyklus	15
1.3 Karbonfangst vs karbonlagring	16
1.4 Kontrollert oppstrømning vs gjødsling av havet	16
1.5 Kontrollert oppstrømning og forurensingsloven	16
1.6 Mulighetsstudie	17
1.7 I tråd med nasjonal og europeisk satsing	17
1.8 Initiering av prosjekter i tillegg til <i>KoM</i> -prosjektene	18
1.9 Rapportens oppbygging	19
2 Karbonsyklus i kyst og fjord	20
2.1 Sammendrag og kunnskapsbehov	20
2.2 Innledning	24
2.3 Karbonomsetning i kyst og fjord.....	25
2.3.1 Utveksling av karbon mellom kyst- og fjordvann og atmosfæren.....	25
2.3.2 Total alkalinitet, A_T , og totalt uorganisk karbon, C_T	28
2.3.3 Tilførsel av nitrogen fra atmosfæren	32
2.3.4 Tilførsel av organisk karbon og nitrogen fra avrenning fra land.....	33
2.3.5 Syntese og omsetning av partikulært organisk karbon i eufotisk sone.....	34
2.3.6 Omsetning av oppløst organisk karbon i vannmassene.....	47
2.3.7 Adveksjon av organisk karbon langs kysten og i fjorder	49
2.3.8 Stortareproduksjon og sedimentering.....	49
2.4 Karbonsyklus og budsjett for kyst og fjord.....	52
2.5 Antropogene bidrag til karbonomsetning i kyst og fjord	54
2.5.1 Fiskeoppdrett.....	55
2.5.2 Vannkraftverk.....	55
2.5.3 Havforsuring.....	56
2.6 Referanser	56
3 Økt matproduksjon og CO ₂ -binding i tareskog.....	63
3.1 Sammendrag.....	63
3.2 Innledning	65
3.3 Kunnskapsgrunnlag.....	66
3.3.1 Tareskog.....	66
3.3.2 Tareskog og kysttorsk	67
3.3.3 Kollapsen i tareskogen i Nord-Norge.....	68
3.3.4 Kråkeboller	70
3.3.5 Endringer i økosystemet og regimeskifte	71
3.4 Revegetering av nedbeitet tareskog (Fjordkalk)	72
3.4.1 Nedbeiting endrer kapasiteten for karbonlagring og binding av næringssalter	73
3.4.2 Effekter av brent kalk (CaO) i det marine miljø.....	75
3.4.3 Kalkingsøkonomi	77
3.4.4 Revegetering øker grunnlaget for bærekraftig høsting av tare	77
3.4.5 Revegetering kan gi økt yngeloverlevelse.....	78

3.5	Flytende tareanlegg som omsetter produksjonen i økosystemet	79
3.5.1	Kapasitet for CO ₂ -, nitrogen- og fosfatbinding	79
3.5.2	Yngelproduksjon, fiskeplasser og annen næringsvirksomhet	80
3.6	Kunnskapsbehov	82
3.7	Forslag til tarerelaterte aktiviteter for økt karbonfangst og matproduksjon	84
3.7.1	Restaurere nedbeitet tareskog	84
3.7.2	Predatorkontroll ved utsetting av steinbit	85
3.7.3	Dyrkingsanlegg for tare som omsetter produksjonen i økosystemet	85
3.7.4	Bærekraftig høsting av tare	86
3.8	Referanser	87
4	Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder	93
4.1	Sammendrag	94
4.2	Innledning	97
4.3	Kontrollert oppstrømning	98
4.3.1	Metoder for å skape kontrollert oppstrømning	98
4.3.2	Kriterier for egnethet for etablering av fersk-/brakkvannsdrevet oppstrømning	103
4.3.3	Kartlegging av fjorder for kontrollert oppstrømning	105
4.4	Effekter av vassdragsregulering på næringstilførsel og produksjon av planteplankton	108
4.5	Bruk av kontrollert oppstrømning til havbruksproduksjon lavt i næringsnettet	111
4.5.1	Blåskjellproduksjon	111
4.5.2	Produksjon av lav-trofiske ressurser som kilde til ingredienser i fiskefôr	115
4.5.3	Produksjon av lav-trofiske organismer i integrert multitrofisk akvakultur (IMTA)	117
4.5.4	Integrerte konsepter knyttet til kontrollert oppstrømning	119
4.6	Blåskjelldyrking og karbonlagring	122
4.7	Oppstrømning av dypvann og CO ₂ -lagring i fjorder	125
4.8	Referanser	126

Forklaringer

Afotisk sone - den delen av vannsøylen hvor det ikke er nok lys til fotosyntesen

Adveksjon – transport av substanser i væske

Antropogen – menneskeskapt

Bentisk – bunnlevende

CO₂ – gassen karbondioksid, som inneholder 27.8 % karbon (C)

Detritus – dødt partikulært materiale fra planter og dyr

Eufotisk sone – den delen av vannsøylen hvor det er nok lys til at fotosyntesen kan foregå

Fekalier – fast/partikulær avføring

Fotosyntese – prosess i planteceller som binder CO₂ (uorganisk karbon, C) i plantebiomasse (organisk C) ved hjelp av energien i lysstråler, og slipper ut O₂ (se *Primærproduksjon*)

Gjødsling av havet – (engelsk: ocean fertilization, climate engineering, geoengineering) tilførsel av kjemikalier til havet, eller løfting av dypvann, i et enormt omfang for å motvirke klimaeffekter (se også s. 13)

Kalsifisering - påbygg av uorganisk kalsiumkarbonat (CaCO₃) 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): CO₂

Karbonfangst - CO₂ bindes slik at den ikke lenger befinner seg som gass, enten naturlig i plantebiomasse (se *Naturlig karbonfangst og lagring*), eller industrielt som for eksempel i anlegget på Mongstad. I denne rapporten brukes begrepet om naturlig karbonfangst.

Karbonlagring – en oppsamling av karbon hvor karbondioksid (CO₂) tas ut av Jordens karbonkretslop og lagres i 100 år eller mer. Karbonlagring kan skje industrielt i for eksempel berggrunnen, eller naturlig (se *Naturlig karbonfangst og lagring*). I denne rapporten brukes karbonlagring om andelen karbon som lagres naturlig.

Kontrollert oppstrømning – tilførsel av ferskvann (fra for eksempel vannkraftverk) til dypere (20-30 m) vannlag i fjorder, for å løfte opp næringsrikt vann til øvre vannlag med mer lys, og øke fotosyntesen.

Makroalger – vannplanter, som tang og tare

Naturlig karbonfangst og lagring – (Naturlig CO₂-fangst og lagring, engelsk: biological carbon capture and storage, Bio-CCS), fotosyntesen, biologisk prosess som hvor CO₂ bindes i plantebiomasse, og lagres der til planten dør, blir spist eller høstet. Lagring skjer i sediment eller på store dyp (1000 m eller mer) i tidsperioder på 100 år eller mer.

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

Organisk karbon – de aller fleste karbonforbindelser (inneholder ofte hydrogen, H)

Primærproduksjon – produksjon av plantemateriale (organisk karbon) ved fotosyntese

Uorganisk karbon – karbonmineraler (grafitt, diamant), gassene CO og CO₂, karbonat CO₃⁻² (finnes som for eksempel kalsiumkarbonat eller kalk, CaCO₃) og cyanider

Økosystem - samfunn av levende organismer (øko-samfunn) som fungerer sammen med miljøet som omgir dem som en enhet



Porsangerfjorden – foto: M. Myksvoll

Oppsummering

På bakgrunn av tidligere arbeid med å utrede tiltak for å øke marin karbonfangst og matproduksjon, er dette prosjektet en kunnskapsinnhenting om karbonsyklus og mulighetsstudie av tiltakene. De to tiltakene omfatter stimulering av primærproduksjonen ved reetablering av tareskoger og produksjon av tare i flytende anlegg, og kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder. Tiltakene vil måtte basere seg på oppdatert kunnskap om karbonsyklus i kyst og fjorder.

Omsetning av karbon varierer langs kysten og mellom fjordene

Karbonsyklusen i kystvann og fjorder er mangesidig, og vi har varierende kunnskapen om de ulike delene i de ulike økosystemene som syklusen omfatter. Eksisterende data viser at det kan være store steds og tidsmessige variasjoner i målte hastigheter i syklusen. Det er derfor behov for mer kunnskap om lokale forhold for å kvantifisere karbonsyklusen i kystvann og fjorder.

Utveksling og tilførsel av karbon

Kyst og fjord tilføres eller utveksler karbon med atmosfæren, ellevann eller omkringliggende vannmasser (adveksjon og oppstrømning). Utvekslingen av gasser mellom kyst- og fjordvann og atmosfære er sentral i karbonsyklusen. Hovedaktiviteten av forskningen har omhandlet åpent hav, og datagrunnlaget for modellering av gassutveksling i kystområder er ufullstendig. Når CO₂ tilføres sjøvann vil pH synke, og denne prosessen kalles havforsuring. Vi har ikke data for kyst- og fjordvann som kan benyttes til å vurdere dagens status eller fremtidens utvikling i utveksling av CO₂ eller forsuring langs kysten og i fjordene.

Kyst og fjord ble tilført 0.7 millioner tonn terrestrisk organisk karbon fra ellevann i 2011. Det er forventet at endringer i klimaet vil øke tilførsel av karbon med ellevann, som følge av flere perioder med ekstrem nedbør. Kyst og fjord ble tilført næringssalter fra ellevann og våtavsetning fra atmosfæren tilsvarende en produksjon av 0.31 millioner tonn planteplankton karbon i 2011. Tilførsel av organisk karbon og næringssalter fra elver til kyst og fjord overvåkes, men vi har relativt liten kunnskap om hvordan disse kildene innvirker på karbonsyklus på lokal og regional skala. I kildene til brakkvannet er det ellevannet som har størst variasjon i innhold av organisk materiale.

Vi har ikke tilstrekkelig med data til å kvantifisere netto import eller eksport av organisk karbon gjennom adveksjon (transport med vannmassene) i kyst og fjord.

Hvor mye produseres, sedimenteres og lagres?

Prosjektet har beregnet en årlig total primærproduksjon på nesten 22 millioner tonn partikulært organisk karbon. Estimater er noe lavt fordi det ikke inkluderer løste organiske forbindelser og alle arter av tare. Den årlige produksjonen fordeler seg nesten likt mellom planteplankton (11.1 millioner tonn), og tang og stortare (10.4 millioner tonn). Av andelen organisk karbon i planteplankton er om lag 38 % høstbar over tid, dvs det er *Ny produksjon* basert på tilførte næringssalter. Vi kjenner ikke andelen *Ny produksjon* for tang og stortare.

Prosjektet har beregnet at det avsettes årlig 2.8 millioner tonn organisk karbon til bunn basert på produksjonen av planteplankton. Av dette regner vi at nesten 1 millioner tonn lagres, resten omdannes til uorganisk karbon. Estimater for tareblader er 1 millioner tonn som sedimenter, men vi kjenner ikke andelen som lagres i sedimentet.

Menneskeskapte bidrag

Menneskeskapte (antropogene) bidrag til kyst og fjord er direkte utslipp av karbon og tilførsel av næringssalter. En kan regne kloakk, industri, fiskeoppdrett, og utslipp av CO₂ til atmosfæren som de viktigste kildene. De totale antropogene utslippene av organisk karbon og næringssalter (omregnet til planteplankton karbon) fra disse kildene, med unntak av CO₂-utslipp og bidrag fra landbruk, utgjør 0.2 millioner tonn.

Vi har ikke vurdert hvordan antropogene utslipp av CO₂ til atmosfære påvirker karbon-syklusen i kyst og fjord, men undersøkelser i åpent hav viser at dette påvirker karbonkjemien og skaper havforsuring. Sammenlignet med fjorder uten vannkraftverk vil driften av vannkraftverk i fjorder føre til økt utslipp av ferskvann om vinteren og redusert utslipp om sommeren. Vannkraftverk reduserer dermed tilførsel av næringssalter i kyst og fjordvann i produksjonssesongen, og primærproduksjon og binding av karbon vil avta i fjorder med vannkraftverk.

Kunnskapsbehov for karbonsyklus

- Hvordan utveksling av karbon og næringssalter mellom atmosfære, kystvann (adveksjon) og fjordvann påvirker karbonsyklusen i lokal og regional skala
- Størrelsen og betydningen av gassutveksling i fjordene
- Målinger av Ny produksjon for å finne mengden organisk karbon som beveger seg innen og mellom økosystemene, og sedimenterer
- Samspillet mellom de ulike organismegruppene i økosystemet (virus, bakterier, planteplankton, konsumenter og parasitter)
- Forutsi ringvirkninger av en storstilt dyrking eller høsting av organismer på et lavt trofisk nivå
- Kvantifisere andelen av det organiske karbonet (inkludert andelen av tang og tare) som brytes ned av mikrober, beites eller oppløses før det når bunnen
- Karakterisering av løste organiske stoffer som tilføres fra ulike kilder
- Hvor mye organisk karbon som lagres over tid i sedimentene
- Hvor partikulært organisk karbon sedimenteres og omsettes
- Effekter av vannkraftverk på økosystemet i fjorder
- Hvor mye den forventede økningen av karbondioksid (CO₂) i atmosfæren og sjøvannet vil bety for produksjonen og økosystemene

Tiltakene

To tiltak er utredet i en mulighetsanalyse for økt karbonfangst og matproduksjon i kyst og fjorder:

1. Stimulering av tarevekst, ved restaurering av tareskoger og ved dyrking av tare i flytende anlegg
2. Stimulering av planteplanktonvekst ved kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder.

Nedbeiting av tareskog

Utenfor kysten av Nord-Norge har rundt 2000 kvadratkilometer tareskog vært nedbeitet av kråkeboller i opp mot 40 år. De siste årene er det i noen områder registrert en betydelig tilbakegang av kråkeboller med påfølgende gjenvekst, uten at årsakssammenhengene er helt klarlagt. Nedbeitingen av tareskog representerer et tap av stående biomasse på rundt 20 millioner tonn våtvekt, og tilsvarende tapt årlig produksjon. Nedbeitet tareskog inne i fjordene kan være en viktig årsak til en svak bestand av kysttorsk.

Kalking og karbonregnskap

Pilotforsøk med spredning av brent kalk i kråkebolledominerte og nedbeitede områder, har gitt svært positive resultater, og prosjektet FJORDKALK er i gang med større undersøkelser av potensialet i kalkbehandling og effekter på deler av økosystemet.



Nedbeiting av tareskog

Gjenvækst av nedbeitet tareskog i Nord-Norge har potensial til å gjøre landsdelen klimanøytral i ett år gjennom lagring av CO₂ i den stående biomassen. Foreløpige beregninger viser at gjenvækst av tareskog med utgangspunkt i spredning av kalk i nedbeitede områder vil binde så mye CO₂ at prosjektet er lønnsomt i løpet av ett år under gitte forutsetninger. Karbonfangst ved gjenvækst av tareskog representerer en engangsgevinst, mens økt uttak av tare og mulig økt produksjon av fiskeyngel representerer langvarige gevinster.

Flytende tareanlegg

Utenfor taresens naturlige leveområder (store dyp, bløtbunn, kråkebollebeitet bunn) kan flytende tareanlegg gi tilsvarende vekst og fysiske strukturene som i en tareskog, med primærproduksjon, sekundærproduksjon av smådyr, og arter som tiltrekkes av dette. Det vil kreve en betydelig forskningsinnsats å fastslå om etablering av flytende tareanlegg vil føre til økt netto uttak av høstbare ressurser, sammenlignet med å la planteplankton stå for primærproduksjonen i det samme arealet.

Kontrollert oppstrømning av næringsrikt vann

Forsøk med kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i Lysefjorden i Rogaland har gitt 2-3 ganger høyere konsentrasjon av planteplankton og 30 % høyere produksjon av blåskjell, enn utenfor området påvirket av oppstrømningen. Lysefjorden er 44 kvadratkilometer (km²), og opp mot 20 km² er påvirket av den kontrollerte oppstrømningen. Det er også gode muligheter for å sikre produksjon av giftfrie skjell ved et slikt tiltak.

Egnede fjorder og økt arealutnyttelse

Fjorders terskeldyp og volum vil være med på å bestemme hvor egnet de kan være til kontrollert oppstrømning av næringsrikt vann. Basert på klassifisering av vanntyper er 143 fjorder med til sammen 4400 km² kategorisert som egnet. Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen, vil kontrollert oppstrømning i en fjord kunne gi grunnlag for en produksjon som ellers ville kreve 3 fjorder av samme størrelse.

Produksjon av blåskjell

Beregning av bæreevne for fjorder med kontrollert oppstrømning viser et produksjonspotensial på 400-700 tonn blåskjell per km². Dette er tre til fire ganger høyere enn utenfor påvirket område. Det kartlagte arealet for egnete fjorder på 4400 km² vil ha et potensial til produksjon av 2-3 millioner tonn blåskjell.

Skjellproduksjon og karbonlagring

Produksjon og høsting av skjell vil bety både fangst og frigivelse av CO₂. Over en vekstperiode på to år kan en regne en fangst av 1.6 g CO₂, og gjennom kalsifisering (skallvekst) en frigivelse av 2.7 g CO₂. Imidlertid vil produksjon av fekalier (avføring) i løpet av to år representerer 5.5 g CO₂. Noe av dette kan lagres i sedimentene.

Med et totalt oppstrømningsareal med sedimenteringsområder i fjordene på 2000 km² er det beregnet et potensial for lagring på 0.58 millioner tonn CO₂ /år.

Råvarer til fiskefôr

Det er en økende interesse for produksjon av råvarer til fiskefôr og bioenergi, i første rekke makroalger (eks. sukkertare), sekkedyr (tunikater) og blåskjell. En realisering forutsetter imidlertid kunnskap om produksjonskapasitet, bæreevne i forhold til produksjon, arealkrav og økologiske effekter knyttet til de betydelige mengder biomasse som kreves til industriell anvendelse.

Vannkraftverk

Vassdragsreguleringer som følge av vannkraftutbygging endrer tilførsel av ferskvann til våre fjordområder på en slik måte at dette påvirker den naturlige tilførsel av næringssalter og produksjonsforhold for planteplankton. I dag er forvaltningen av vannkraftutbygginger i forhold til mulige konsekvenser på akvatiske økosystemer, i all hovedsak knyttet til vassdrag og ferskvann som benyttes som vannmagasiner. Den marine siden inkludert fjordområder, har liten oppmerksomhet. Sammenlignet med forskningen på mulige effekter av endret ferskvannstilførsel til fjordene som foregikk på 1970-tallet, har man nå et vesentlig bedre kunnskapsgrunnlag, datagrunnlag og modellverktøy for å vurdere disse konsekvensene.

Integrert multitrofisk akvakultur (IMTA)

IMTA defineres i dag som et overordnet konsept som inneholder et spekter av systemer for integrering, og bør forstås som en kobling mellom komponenter i form av å opprettholde økosystemfunksjoner. Organismer som velges i et IMTA system baseres på deres komplementære funksjoner i økosystemet og kommersielle potensial.

Kontrollert oppstrømning i IMTA konseptet vil måtte basere seg på bærekraft, ny type forvaltning og holdningsendringer i forhold til matproduksjon i kystområdene.

Konklusjoner

Den totale primærproduksjon overstiger 20 millioner tonn partikulært organisk karbon, og fordeles nesten likt mellom planteplankton og makroalger (tang og tare). Man antar at om lag 10 % av planteplanktonkarbonet lagres i sedimentene, mens andelen makroalger som lagres ikke er kjent. Om lag 0.2 millioner tonn av produksjonen av organisk karbon skyldes utslipp fra antropogene (menneskeskapte) kilder, dersom bidrag fra jordbruk og atmosfære (næringssalter og CO₂-utslipp) ikke er regnet med, og det ikke er tatt hensyn til sesong og lysmengde.

Vi har i dag et stort kunnskapsbehov for deler av naturlig produksjon og karbonsyklus i kystvann og fjorder. Med tanke på fremtidig betydning for økt og bærekraftig matproduksjon og annen aktivitet i disse områdene, er det svært viktig å få dekket inn dette behovet.

Begge tiltakene som er foreslått synes å ha betydelige potensialer til å stimulere vekst og produksjon av planteplankton og tare, og kan gi økning i både karbonfangst og matproduksjon.

Reetablering av tareskoger og etablering av flytende tareanlegg kan:

- Øke rekruttering til fiskebestander langs kysten
- Øke artsdiversiteten og gjøre økosystemer mer produktive
- Danne plattformer for økt verdiskaping i fjordene
- Øke tilgang på råstoff til industrien
- Øke karbonfangst og lagring

Etablering av kontrollert oppstrømning av næringsrikt vann kan:

- Øke planteplanktonveksten
- Øke vekst av og bæreevne for økonomisk interessante arter på et lavt trofisk nivå (eks. skjell, sekkedyr)
- Redusere sannsynligheten for giftige skjell
- Øke karbonfangst og lagring
- Motvirke negative effekter av vannkraftverk på økosystemer



1 Bakgrunn

1.1 Sluttrapport 2012 fra Karbonfangst og Matproduksjon (KoM)

Sammendraget i sluttrapporten fra prosjektet ”KoM, Marin karbonfangst og matproduksjon” (Andersen m fl 2012), beskriver en situasjon der to globale utfordringer, fordobling av matproduksjonen og begrensning av våre utslipp av CO₂ til atmosfæren, ligger til grunn for en nasjonal satsing langs norskekysten og i våre fjorder. Prosjektet hadde som mål å utrede to tiltak som kunne bidra til dette:

- 1 Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypvann i fjorder
- 2 Reetablering og dyrking av tareskoger

Begge tiltakene baserer seg på å stimulere primærproduksjonen, det første tiltaket omfattet økt produksjonen av planteplankton og det andre økt tarevekst og -produksjon.

De foreløpige vurderingene av eksisterende kunnskap konkluderte med at begge tiltakene kunne gi et betydelig bidrag til både karbonlagring og matproduksjon.

Sluttrapporten (2012) presenterte også foreløpige beregninger på potensialet av tiltakene. Disse beregningene viste at kontrollert oppstrømning i fjordområder kan gi:

- en potensiell økning i karbonlagring på 0.13 til 1.30 millioner tonn CO₂ per år med et areal som tilsvarer 1-5 % av det totale norske kystarealet
- en tredobling av konsentrasjonen av planteplankton
- en økning i produksjonen per areal med en faktor på 2–4

For reetablering av tareskog var potensialet:

- en engangsfangst på 36 millioner tonn CO₂ over noen år
- en binding av anslagsvis 30–60 millioner tonn CO₂ årlig i ny tilvekst
- langtidslagring er anslått til 2–5 millioner tonn CO₂ årlig fra en fullt utvokst tareskog
- en økt tilgang på oppvekstplass for bl.a. fiskeyngel og krepsdyr, og et mulig bidrag til styrking av fjordtorskestammene

1.2 Karbonsyklus

Tiltakene som vurderes baserer seg på økt primærproduksjon (fotosyntese/planteproduksjon), og også videreføring av denne inn i arter som beiter på plantematerialet (eks. sekkedyr og skjell) eller som får gode oppvekstbetingelser inne i områder med planter (eks. krepsdyr og fiskeyngel). Primærproduksjonen er grunnlaget for alt liv, og dermed all matproduksjon på land eller i vann. Primærproduksjonen er også en viktig prosess i karbonsyklusen i kystvann og fjorder, siden den forbruker uorganisk karbon i form av karbondioksid (CO₂) eller bikarbonat (HCO₃⁻) og omdanner dette til organisk karbon i plantematerialet. Karbonsyklusen beskriver hvordan karbon sirkulerer mellom luft, fjord og kystvann, tilføres fra land og lagres i sedimenter og dypvann ved at den passerer mange prosesser og organismer på veien.

Det er kunnskapen om karbonsyklusen i kyst- og fjordvann som danner grunnlaget for vurderinger av de tiltakene som prosjektet omfatter og av risikoen for uønskede virkninger i økosystemet. Flere har påpekt at det er store kunnskapshull når det gjelder karbonsyklus i

kystområdene (eks. Bauer et al, 2013). En beskrivelse av status for kunnskapen vi har om karbonsyklusen i kyst- og fjordvann per i dag er derfor inkludert som en egen del i prosjektet.

1.3 Karbonfangst vs karbonlagring

Karbonfangst må ikke blandes sammen med karbonlagring. Biologisk karbonfangst skjer gjennom fotosyntesen, hvor uorganisk karbon i form av CO_2 eller HCO_3^- tas opp for å lage nytt, organisk og karbonholdig plantemateriale. Men dette karbonet kan ganske raskt bli tilbakeført til sin uorganiske form ved at levende organsimer dør og brytes ned eller ved at de blir spist. I begge tilfeller er det respirasjonen i organsimene som bryter ned eller spiser plantene, som resulterer i at CO_2 slippes ut igjen (remineralisering). Men plantene har også en nettoproduksjon av CO_2 når det ikke er tilstrekkelig med lys til at fotosyntesen kan foregå. Karbonlagring skjer når karbonholdig materiale, enten organisk (fra planter og dyr) eller uorganisk (CO_2 eller støv og sandkorn fra berg og jord), synker ut og er utilgjengelig i 100 år eller mer.

1.4 Kontrollert oppstrømning vs gjødsling av havet

Forskjellen på ”gjødsling av havet” og ”kontrollert oppstrømning” i denne rapporten er:

Skala: kontrollert oppstrømning er foreslått i fjorder, hvorav noen allerede har fått endret den naturlige omrøringen (oppvellingen) ved at vannkraftverk er etablert. Målet er å stimulere primærproduksjonen for å øke karbonfangst og matproduksjon. Gjødsling av havet er foreslått i åpent hav i svært stor skala, og målet er å endre de globale effektene av antropogene CO_2 -utslipp.

Mekanisme: kontrollert oppstrømning vil benytte interne ressurser i fjordene, løfte naturlig næringsrikt vann fra 20-30 m opp til den delen av vannsøylen hvor det er nok lys til at primærproduksjonen økes. Gjødsling av havet omfatter både tilførsel av kjemikalier (eksterne ressurser), og løfting av næringsrikt dypvann.

Konsekvenser: konsekvensene i fjorder kan være positive ved at man øker matproduksjonen og binder mer CO_2 , og bidrar til å restaurere fjorder med vannkraftverk. Konsekvensene kan være negative dersom bæreevnen overskrides eller det oppstår uønskede virkninger på økosystemet. Imidlertid vil effektene i hovedsak være lokale i fjorden. Negative konsekvenser av gjødsling av havet kan bli svært store for havområder og vanskelig å kontrollere på grunn av skalaen.

1.5 Kontrollert oppstrømning og forurensingsloven

Havgjødsling er regulert gjennom London-konvensjonen av 1972 og en protokoll til denne fra 1996. Disse har som formål å kontrollere alle former for forurensing i havet. I 2013 vedtok partene til 1996-protokollen, som krever en føre var tilnærming, et annex 4 til protokollen som adresserer havgjødsling. Her fastslås det at havgjødsling bare kan vurderes tillatt dersom den representerer en legitim vitenskapelig aktivitet, og ikke står i strid med formålet med konvensjonen. Denne vurderingen tilligger nasjonale myndigheter som er forpliktet til å etablere et system med vilkår for tillatelser. Tillatelser skal bare gis dersom aktiviteten ikke er

i strid med formålet med protokollen. I Norge vil London-protokollen gjøres gjeldene i den eksisterende Foureusningsloven.

Kontrollert oppstrømning i dypet av en fjord omfattes per i dag av forurensningsloven, men bare dersom det er, eller kan være, til skade eller ulempe for miljøet. Forurensninger som ikke medfører nevneverdige skader eller ulemper kan finne sted uten tillatelse.

1.6 Mulighetsstudie

I en vurdering av mulighetene for å gjennomføre de foreslåtte tiltakene, vil effekter av tiltakene på karbonfangst og matproduksjon også være betinget av forhold knyttet til tilgang på areal, teknologiutvikling, eller økonomiske begrensninger. Inkludering av ny kunnskap er nødvendig, og det er særlig viktig å peke på det kunnskapsbehovet som må dekkes for at de nevnte tiltakene kan virkeliggjøres på en bærekraftig måte.

Imidlertid vil også andre faktorer være viktige for en mulig gjennomføring. Et samfunnsmessig ønske eller vilje kan for eksempel være en sterk driver for økt bruk av kyst og fjordområder til karbonfangst og matproduksjon.

1.7 I tråd med nasjonal og europeisk satsing

I 2011 startet Fiskeri- og kystdepartementet (FKD) prosjektet HAV21 for å utvikle forslag til en samlet strategi for all marin forskning de kommende årene. En Handlingsplan ble presentert av regjeringen i september 2013 (http://www.regjeringen.no/upload/FKD/Vedlegg/Rapporter/2013/Handlingsplan_marint_kunnskapsloft.pdf). I følge pressemeldingen fra regjeringen inneholder Handlingsplanen mer enn 60 tiltak. Tre forskningsområder skal særlig styrkes i årene framover, og disse er knyttet til havet og kysten, sjømaten og nye marine muligheter og markeder. Ett av tiltakene som foreslås for å bidra til at Norge skal lykkes som verdens fremste sjømatnasjon er (s 17 i handlingsplanen): ”Styrke satsingen på fjordøkologi, og videreutvikle kartlegging/overvåking av bestander og miljø, for å bidra til å sikre bærekraftig høsting og bruk av fjordområdene.”

Dette viser at prosjektet KoM i fjorder er i tråd med satsingen HAV21.

Forskningsrådets to programmer som involverer store deler av den marine biologiske forskningen, HAVKYST og HAVBRUK, har siste år med bevilgninger i 2015. Forskningsrådet planlegger nå nye satsinger med tanke på framtidige kunnskapsutfordringer og forskningsbehov, og ønsker da å vurdere ansvarsområdene til de to programmene under ett. Arbeidet med å planlegge for hvordan den marine forskningen (NYHAV og NYHAVBRUK) følges opp, vil ta utgangspunkt i den grundige prosessen i 2012 som ligger til grunn for det marine strategidokumentet HAV21 (www.hav21.no).

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, 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.

I 2014 har Havforskningsinstituttet sammen med Universitetet i Bergen, Nansensenteret og Uni Research etablert Hjortsenteret for å utnytte disse institusjonenes samlede kompetanse innen havobservasjon, eksperimentelle marine studier og modellutvikling. Det overordnede målet er å øke vår evne til å forstå og forutsi endringer i miljø og ressurser i verdens hav- og kystområder. Dette har blant annet sin bakgrunn i utfordringene som ligger i fremtidens behov for matproduksjon, hvor ressursene i havet står sentralt.

Horisont 2020 er EUs forskningsprogram for perioden 2014-2020. Med et budsjett på drøye 70 milliarder euro (ca. 600 milliarder norske kroner) blir det verdens største. Programmet har tre hovedstolper:

1. Fremragende vitenskap
2. Konkurransedyktig næringsliv
3. Samfunnsutfordringer

Innunder Samfunnsutfordringer er marin og maritim forskning definert som ett av sju delprogram. Ett annet delprogram er Klima, miljø, ressursutnyttelse og råmaterialer, der man bl.a. ønsker å se på hvordan sikre bærekraftig forsyning av råmaterialer utenom energi- og landbrukssektoren. Dette programmet har en foreslått budsjetttramme på 3 milliarder euro.

Forskningsrådet har nå en egen utlysning av EU-stimuleringsmidler på 12 millioner kroner for å stimulere til å involvere seg i EUs delprogram Klima, miljø, ressursutnyttelse og råmaterialer.

1.8 Initiering av prosjekter i tillegg til *KoM*-prosjektene

Initiativet til *KoM*-prosjektene har ført til ytterligere forskningsaktivitet. Sedimentprøvene som er tatt i delprosjektet ”Karbonyklus i kyst og fjord” vil inngå i en doktorgrad ved Universitetet i Oslo.

I tilknytning til tiltaket ”Tareskog”, er det igangsatt et økosystemforsøk i Porsangerfjorden i Finnmark i samarbeid med NIVA, Universitetet i Tromsø, og Franzefoss Miljøkalk AS. Totalt 0.8 km² kråkebollebeitet bunn er behandlet med brent kalk for å ta livet av kråkebollene og derved gi grunnlag for ny tarevekst. For hvert felt som behandles er det etablert et tilstøtende ubehandlet kontrollområde, hvor samme type prøvetakinger gjennomføres. Feltene vil bli fulgt opp i minimum 3 år, og graden av gjenvekst og forekomster av evertebrater og fiskeyngel vil bli dokumentert.

For tiltaket ”Kontrollert oppstrømning”, har arbeidet i *KoM* bidratt til utarbeidelse av søknader. Av disse er prosjektet Carrying Capacity of Native Low-Trophic Resources for Fish

Feed Ingredients: Potential of Tunicate and Mussel Farming finansiert fra Norges forskningsråd og skal gjennomføres i 2014-2016 (Havforskningsinstituttet, Department of Fisheries and Oceans, Canada). Det overordnede målet med prosjektet er å undersøke bæreevne for lav-trofiske resurser som blåskjell og tunikater til ingredienser i fiskefôr. Det skal gjennomføres eksperimentelle forsøk i Lysefjorden for å bestemme fødeopptak, fysiologi og vekst hos tunikater (*Ciona intestinalis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*). Resultatene skal inngå i utvikling av modeller for vekst og bæreevne i produksjon av disse dyrene til ingredienser i fiskefôr. Aktivitetene i *KoM*-prosjektene har også ført til et initiativ til forberedelse av søknad om Senter for forskningsdrevet innovasjon innen dette tema.

1.9 Rapportens oppbygging

Rapporten har innledningsvis en Oppsummering av arbeidet som de tre delprosjektene har utført. Deretter følger bakgrunn for prosjektet. Disse delene står prosjektleder og redaktør ansvarlig for. Hver delprosjektleder er ansvarlig for sin rapportdel. Hvert delprosjekt har et Sammendrag, en beskrivelse av delprosjektet med påfølgende tekster og en beskrivelse av Kunnskapsbehov, som er områder med helt eller delvis manglende data.



2 Karbonsyklus i kyst og fjord

Tore Strohmeier

Bidrag

Knut Yngve Børsheim, Vivian Husa, Pia K. Hansen, Øivind Strand har bidratt med tekst, og Jan Helge Fosså, Jan Aure og Svein Rune Erga har gitt kommentarer.



Lysefjorden i Rogaland (foto T. Strohmeier)

2.1 Sammendrag og kunnskapsbehov

Karbonsyklusen i kyst og fjord er mangesidig og vi har varierende kunnskapen om de ulike mekanismene, prosessene og ratene i de ulike økosystemene. For de mekanismene og prosessene hvor vi har data er det ofte store steds og tidsmessige variasjoner i målte rater. Det er derfor behov for mer kunnskap om stedeegne egenskaper for å kvantifisere karbonsyklus i kystområder og de ulike fjordene. Her indikerer vi et karbonbudsjett med vekt på hvor mye marint karbon som årlig lagres i sediment. Vi gir også innspill til hvor det er behov for mer kunnskap.

Utvekslingen av gasser mellom hav og atmosfære er sentrale prosesser i de globale klimasystemene. Hovedaktiviteten av forskningen har omhandlet åpent hav, og empirisk grunnlag for modellering av gassutveksling i kystområder er ufullstendig. På grunn av at fjordene er svært forskjellige er det komplisert å generalisere fjordkarbonkjemi. For hver fjord vil det være nødvendig å kjenne hydrografi, saltholdighet, temperatur, tilførsel av ferskvann

samt alkaliniteten i ferskvannet og årssyklus av disse variablene. Dersom man i tillegg har data om atmosfæriske forhold kan man nærme seg problemstillingen om utveksling ved bruk av empiriske modeller. Total alkalinitet og total uorganisk karbon er de variablene som er best egnet til høy presisjon overvåking av havets karbonsystem, og målinger av disse ville danne det beste utgangspunktet for systematiske studier av gassutveksling i fjordene. Foreløpig finnes slike målinger bare for kystvannet.

Kyst og fjord ble tilført 0.66 millioner tonn terrestrisk organisk karbon fra elvevann i 2011. Det er forventet at endringer i klimaet vil øke tilførsel av karbon med elvevann, som følge av flere perioder med ekstrem nedbør. Kyst og fjord ble tilført næringssalter fra elvevann og våtavsetning fra atmosfæren tilsvarende en produksjon av 0.31 millioner tonn planteplankton karbon i 2011. Tilførsel av organisk karbon og næringssalter fra elveavrenning til kyst og fjord overvåkes, men vi har relativt lite kunnskap om hvordan disse kildene innvirker i karbonsyklus på lokal og regional skala. Størrelse av og nærhet til utslippskilde kan gi store lokale og regionale forskjeller i påvirkningsgrad og karbonsyklus. I kildene til brakkvannet er det elvevannet som har størst variasjon i innhold av organisk materiale. Mer detaljert kunnskap om lokale kilder med hensyn til mengde organisk materiale og variasjon i labilitet vil gi bedre presisjon i estimerer av omsetning av karbon i hver enkel fjord

Vi har estimert en årlig primærproduksjon (PT) av planteplankton i de frie vannmasser i kyst og fjord til 11.1 millioner tonn organisk karbon. PT kan deles inn i ny (PE) og regenerert (PR) produksjon. PE er basert på tilførte næringssalter og tilsvarer den maksimale mengden organisk karbon som synker ut av eufotisk sone (sonen der det er nok lys til primærproduksjon). Ny produksjon for kyst og fjord er estimert til ~4.2 - 4.5 millioner tonn organisk karbon og utgjør om lag 38% av PT. Det er kun PE som er høstbar over tid. Det høyeste utbyttet av mat/fôr oppnår vi gjennom høsting lavt i næringsnettet. Dersom PE i kyst og fjord skal økes må systemet tilføres næringssalter. Vi har en rekke målinger av PT til planteplankton i kyst og fjord, men få målinger av PE. Kunnskap om PE er avgjørende for en bærekraftig dyrking og høsting av marine matkilder over tid og viktig for å kvantifisere flyt av organisk karbon i og mellom økosystemene. Omsetningen av PE i økosystemet er også medvirkende i å bestemme potensialet for lagring av karbon i sediment.

Vi har i liten grad kjennskap til næringsnett med sesongvis omsetning av organisk karbon i eufotisk sone i kyst og fjord. Vi har sådan begrenset kunnskap om interaksjonen mellom virus, bakterier, planteplankton, konsumenter og parasitter i kyst- og fjordøkosystemer. En storstilt høsting eller dyrking av organismer på et lavt trofisk nivå vil endre flyt av energi og organisk karbon i økosystemet. Det trengs et betydelig kunnskapsløft for å predikere hvilke ringvirkninger dette kan ha.

Nedbrytningshastigheten av synkende organiske materiale i vannkolonnen er viktig for den kvantitative koblingen mellom de frie vannmasser og bunn. Det er stor forskjell i hvor hurtig ulike typer av organisk materiale brytes ned i vannsøylen. Det er også stor sesongmessig variasjon i vertikal fluks av organisk materiale ut av den øvre vannsøylen. Medvirkende organismer og mekanismer samt variasjon i tid og rom er lite kjent fra kyst og fjord. Vi har

ikke tilstrekkelig med data til å kvantifisere andelen av det organiske karbonet som brytes ned av mikrober, beites eller oppløses ettersom det organiske materiale synker ned gjennom vannmassen. Vi kjenner heller ikke andelen av makroalger (tang og tare) som omsettes innen det når bunn.

Vi har ikke tilstrekkelig med data til å kvantifisere netto import eller eksport av organisk karbon gjennom adveksjon (transport med vannmassene) i kyst og fjord. Romlig fordeling av terrestrisk karbon i sedimentet indikerer imidlertid at fjordene virker som sedimentfeller for dette materialet.

Nedbrytbarheten av løst organisk materiale i sjøvann vil variere fra tilnærmet stabilt til svært biologisk omsettbart. For karbonbudsjettet er det avgjørende hvorvidt løste organiske stoffer er langsomt eller hurtig tilgjengelig for nedbryting. Vi trenger en karakterisering av disse stoffene både fra tilførte kilder (elvevann) og i brakk- og kystvann. Med de variasjonene som fjordene utviser vil det være nyttig å analysere dynamikken ved hjelp av økosystemmodeller som inkorporerer bakteriell dynamikk. Det er også behov for målinger av bakteriell respirasjon i akvatisk miljø.

Vi har estimert en årlig sedimentering av 2.8 millioner tonn organisk karbon, fra de frie vannmasser til bunn. Vi har estimert en årlig remineralisering av 1.0 millioner tonn organisk karbon, med opphav fra de frie vannmasser, i og på sedimentet. Det er stedvis stor variasjon i sedimentering og remineralisering.

Vi har indikert en årlig lagring av marint partikulært organisk karbon i sedimentene til kyst og fjord på 1.0 millioner tonn. Estimater inkluderer i liten grad organisk karbon fra terrestrisk kilder og sannsynligvis ikke sedimentert detritus (dødt partikulært materiale fra planter og dyr) fra makroalger. Det er behov for langt flere undersøkelser for å kvantifisere og karakterisere organisk karbon som akkumuleres i sedimentene i kyst og fjord. Undersøkelser peker på at økt ny produksjon (for eksempel kontrollert oppstrømning) og sedimentering vil øke lagring av organisk karbon i sedimentet, men mekanismene og ratene for dette bør klargjøres.

Vi har estimert en årlig primærproduksjon av stortare og tang til 10.4 millioner tonn organisk karbon. Dette estimatet inkluderer ikke produksjon fra andre arter av tare og marine planter (som sukkertare, ålegress etc.) og løst organiske karbon, og estimatet er lavt av den grunn. Fordeling av ny og regenerert produksjon hos makroalger er ikke kjent. Vi har indikert at 1 million tonn organisk karbon tilføres den bentiske (bunnlevende) marine næringskjeden hvert år fra løsevne stortareblader. Dette tallet er også lavt da det ikke inkluderer hele planter som løsner fra substratet eller andre makroalger. Makroalger utgjør en stor andel av karbonet som sirkuleres i kyst og fjord, men vi kjenner i liten grad hvordan dette karbonet omsettes i økosystemet og hvor mye som lagres i sedimentet.

Det er behov for en omfattende kartlegging av bunnforhold, habitater og naturtyper i kyst og fjord. Denne kunnskapen er nødvendig for å klargjøre hvor partikulært organisk karbon sedimenters og omsettes.

De antropogene bidragene til kyst og fjord er direkte utslipp av organisk karbon og tilførsel av næringssalter. Vi har ikke vurdert antropogene utslipp av CO₂ på karbonsyklusen i kyst og fjord. Det er estimert et utslipp av 0.006 millioner tonn organisk karbon fra industri og 0.06 millioner tonn organisk karbon fra fiskeoppdrett. Vi har ikke funnet data over nasjonale utslipp av organisk karbon fra kloakk. Kyst og fjord ble tilført 0.66 millioner tonn partikulært organiske karbon med elvevann. Dette fremgår i rapporten som naturlig tilførsel, men det er sannsynlig at erosjon som følge av landbruk er medvirkende.

Næringssalter tas opp av marine planter og gir ny produksjon av karbon. Vi har estimert potensialet for binding av organisk karbon i planteplankton fra tilført nitrat og ammonium. Tilførsel fra kloakk, industri og fiskeoppdrett representerer henholdsvis 0.06, 0.01 og 0.06 millioner tonn organisk karbon. Vi kjenner andelen totalt nitrogen tilført kyst og fjord fra landbruk (29 000 tonn), men ikke andelen nitrat og ammonium. Til sammen utgjør utslipp av næringssalter fra kloakk, industri og fiskeoppdrett et potensial på 0.13 millioner tonn organisk karbon i plateplankton. I dette estimatet har vi ikke tatt hensyn til krav om tilstrekkelig lys for primærproduksjon.

Vannkraftverk endrer naturlig avrenning av ferskvann til kyst og fjord, slik at det blir et økt utslipp om vinteren og redusert utslipp om sommeren. Vannkraftverk påvirker derigjennom den naturlige sesongmessige tilførsel av næringssalter i kyst og fjordvann. Dette medfører at store mengder ferskvann renner ut i kystvannet og fjordene om vinteren uten at næringssaltene tas opp i plateplankton som følge av lysbegrensing. Primærproduksjon og binding av karbon vil dermed avta i fjorder med vannkraftverk. Endret ferskvannstilførsel kan også påvirke lagdeling, vanntransport, lysforhold, fordeling av dyreplankton, giftige alger, torskelarver, og makroalger i fjorder.

Når CO₂ tilføres sjøvann vil pH synke, og denne prosessen kalles havforsuring. Havforsuring overvåkes i dag fra kystvannet og utover i åpne farvann, og vi vet tilstrekkelig om karbonkjemi i åpent hav til at vi kan modellere troverdige framtidsscenarioer. Vi har ikke data for kyst og fjordvann som kan benyttes til å vurdere dagens status eller fremtidens utvikling for forsuring i kyst og fjordene. Dette er bekymringsverdig fordi betydelig næringsvirksomhet er avhengig av vannkvaliteten i fjordene. Ved å angripe de kunnskapsmangler omkring karbonkjemien som er identifisert i kapitlene om utveksling av karbon mellom fjord- og kystvann og atmosfæren vil man framskaffe den kunnskapen som er nødvendig til å vurdere utviklingen av havforsuring i fjordene.

2.2 Innledning

Denne rapporten leverer kunnskapsgrunnlaget for naturlig og antropogen omsetning av karbon i kyst og fjord. Den redegjør også for hvor vi har behov for mer kunnskap.

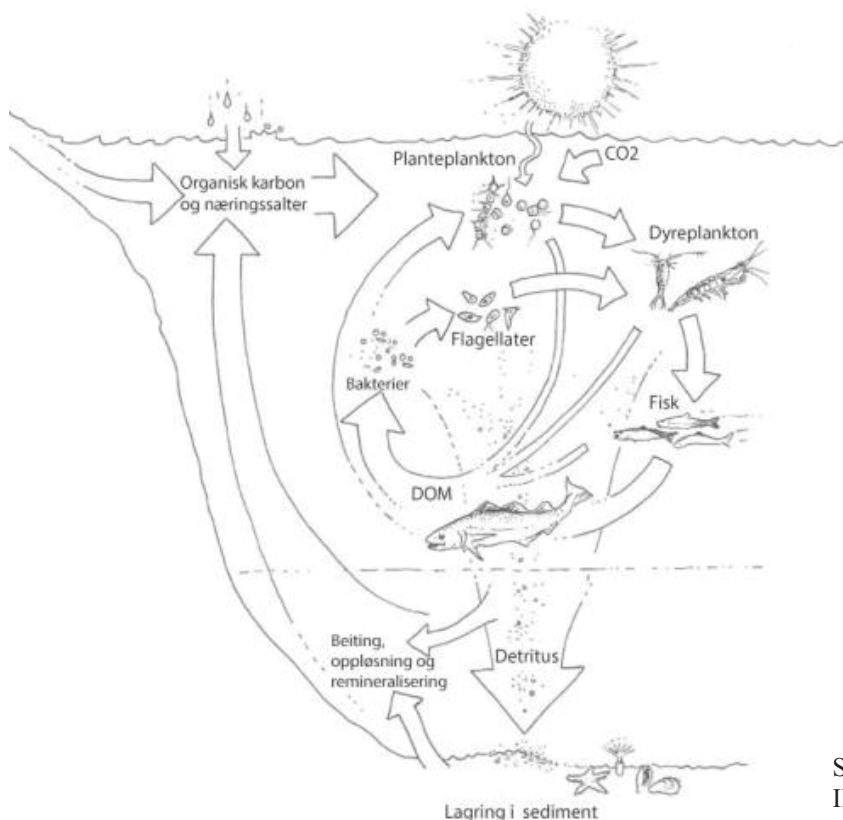
Målsetningene er å kunne:

- Kvantifisere naturlig karbonomsetning i kyst og fjord.
- Kvantifisere antropogene innvirkninger på karbonomsetning og lagring i kyst og fjord.

Karbonsyklus i kyst og fjord sees her i sammenheng med økt matproduksjon og potensialet for lagring av karbon.

Kyst og fjord avgrenses til sjøarealet innenfor grunnlinjen unntatt åpne områder av Vestfjorden, og kunnskapsstatus er hovedsakelig basert på studier gjennomført innenfor dette området. I henhold til «Fjordkatalogen» utgjør dette området 76 410 km². Vi har valgt å ekskludere arbeider fra poller i karbonbudsjettet, da arealet til poller er svært lite og karbonsyklus i slike systemer kan være vesentlig forskjellig fra kyst og fjord.

Denne rapportdelen bygger på sluttrapporten fra prosjektet «Marin karbonfangst og matproduksjon» fra 2012 (http://www.imr.no/filarkiv/2012/11/hi-rapp_25-2012.pdf/nb-no) og det henvises til denne for beskrivelse av kyst og fjord med tanke på topografi, kyststrømmen, vannutskiftning mellom kystvann og fjorder og strømmer i fjorder. Forrige rapport vektla fjorder som sedimentasjonskamre og potensialet for økt lagring av karbon i sedimentet. I denne rapporten søker vi å kvantifisere karbonsyklusen i kyst og fjord med hovedvekt på lagring av karbon i sedimentet.



Se side 34 for figurtekst.
Illustrasjon Stein Mortensen.

Første del av rapporten starter med utveksling av karbon mellom land, kyst og fjord og atmosfære. Videre beskrives produksjon og omsetning av partikulært organisk karbon i den lyssatte delen av vannmassen og til dette lagres i sedimentet (se figuren til venstre). Deretter beskrives omsetning av løst organisk karbon i vannmassene og import og eksport av organisk karbon langs kysten og i fjorder. Til slutt beskrives karbonsyklusen til marine planter. I andre del av rapporten beskrives antropogene bidrag til karbonomsetning i kyst og fjord.

2.3 Karbonomsetning i kyst og fjord

2.3.1 Utveksling av karbon mellom kyst- og fjordvann og atmosfæren

Uttekslingen av gasser mellom hav og atmosfære er sentrale prosesser i en rekke problemstillinger omkring de globale klimasystemene. Forskningen på utvekslingen har da også intensivert seg i takt med forståelsen av hvordan antropogent utslipp av drivhusgasser til atmosfæren påvirker klima. Imidlertid har hovedaktiviteten av forskningen omhandlet åpent hav, og empirisk grunnlag for modellering av gassutveksling i kystområder er meget ufullstendig (Wanninkhov et al. 2009).

På grunn av at fjordene er svært forskjellige er det komplisert å generalisere fjordkarbonkjemi. For hver fjord vil det være nødvendig å kjenne hydrografi, saltholdighet, temperatur, tilførsel av ferskvann samt alkaliniteten i ferskvannet og årssyklus av disse variablene. Alkalinitet defineres som evnen en vannprøve har til å nøytralisere tilført syre, med andre ord et mål på bufferkapasitet. Dersom man i tillegg har data om atmosfæriske forhold, kan man nærme seg problemstillingen om utveksling ved bruk av empiriske modeller.

Uttekslingen av uorganisk karbon mellom sjø og atmosfære drives av gradienten i partialtrykk av gassen karbondioksid ($p\text{CO}_2$) i de to mediene, og utvekslingshastigheten er avhengig av turbulens i luft-vannfasen. I åpne farvann er turbulensen i hovedsak styrt av vind.

CO₂ i luften

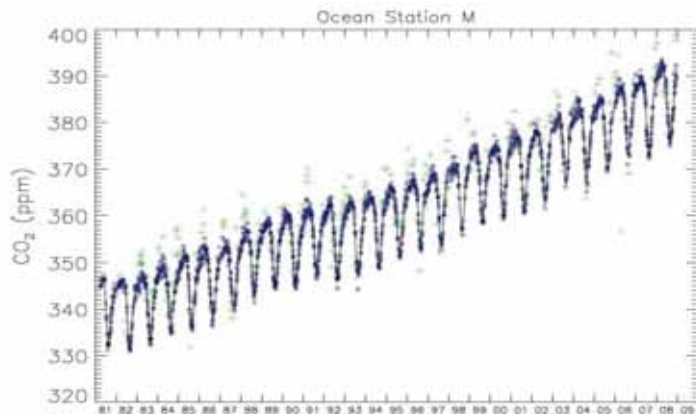
Det finnes antagelig lokale variasjoner i CO₂ i luften som kommer i kontakt med sjø, men vi vet at årsvariasjonen som siden 1950-tallet er blitt observert på Hawaii, også er den samme i våre farvann (figur 1). Vinterverdien av konsentrasjonen av CO₂ er 18 ppm høyere enn sommerverdien, og variasjoner fra den generelle trenden vil kunne forekomme i nærheten av utslippskilder så som industri, byer og skip. Slike flyktige variasjoner vil være vanskelige å fastsette, men generelt vil det være enkelt å estimere CO₂ i norsk atmosfære ut fra de generelle trendene observert ved Stasjon M (figur 1) og Hawaii (<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>).

Vind

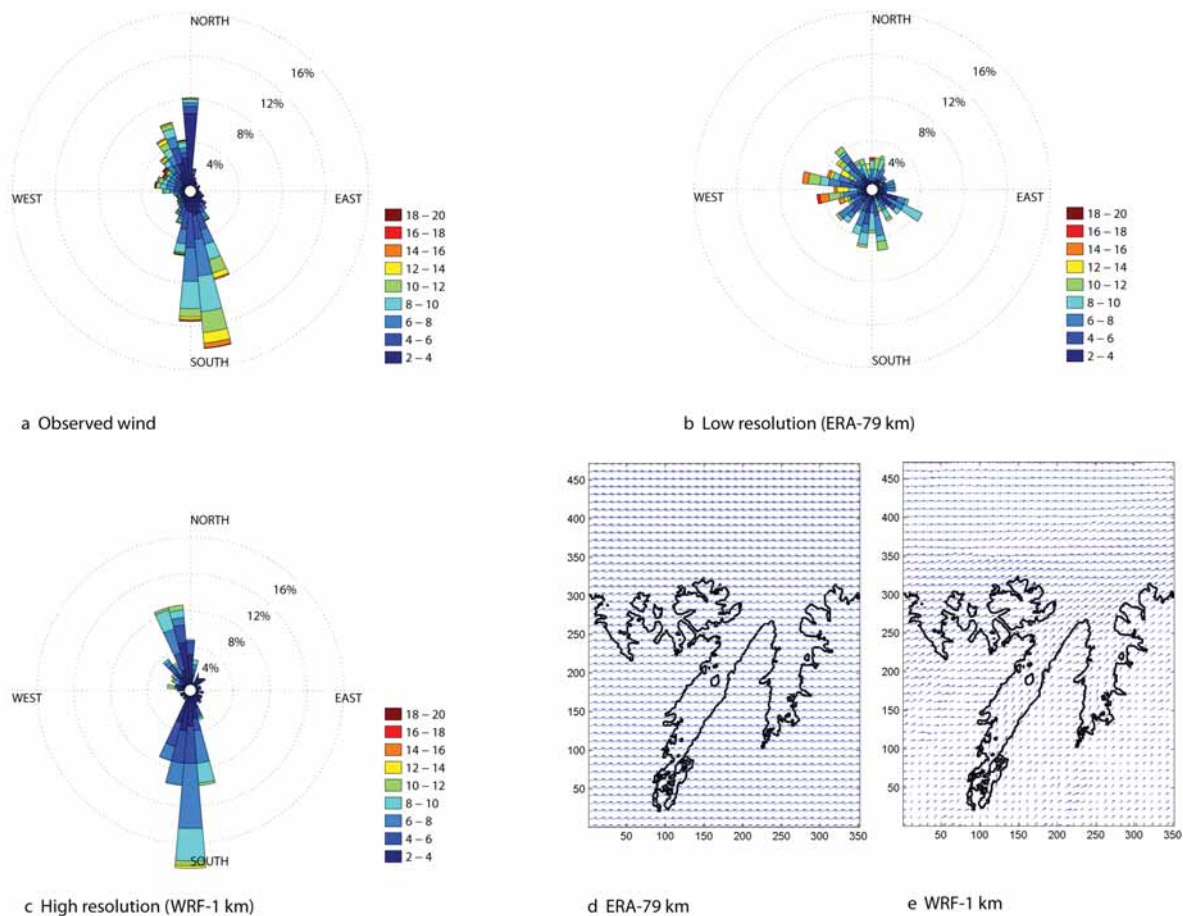
Realistisk karakterisering av månedlige vindforhold er avhengig av at en værstasjon er plassert gunstig i forhold til området av interesse. Andre steder er man avhengig av modellert vind, for eksempel fra Weather Research and Forecasting Model (WRF, National Center of Atmospheric Research). Figur 2 viser betydningen av å bruke en høyoppløst modell

(Myksvoll et al. 2012). Deres analyse viste at 1 km oppløsning var nødvendig for å simulere vindforhold i Porsangerfjorden i Finnmark.

Fjordtopografien utviser stor variasjon, ikke minst når det gjelder landskapet rundt. Porsangerfjorden ligger i et åpent landskap. I fjorder omkranset av bratte fjell vil det være en større utfordring å skaffe relevant simulert vind til å drive modeller for gass utveksling mellom atmosfære og sjø.



Figur 1. Årsvariasjon og trend i CO₂-konsentrasjonen (ppm) i luften ved Stasjon M, 66°N 2°Ø.



Figur 2. Sammenligning mellom vinddata fra Banak og modellerte vindfelt over Porsangerfjorden i Finnmark, ved to forskjellige oppløsninger i modellgriden. Panel d og e (i lilla) viser effekt av nedskalerte vindfelt over hele fjorden.

Regn

Gasser i atmosfæren utveksles også med regndråper, og dette er et komplisert system å kvantifisere. På global basis er det beregnet at utveksling med havet som kommer via regn utgjør 5 % av den totale utvekslingen av CO₂ (Wanninkhof et al. 2009). Det regner langt mindre over åpent hav enn det gjør i de fleste norske fjorder, derfor vil feilkilden med å neglisjere dette bidraget vil være langt større enn 5 % for av total utveksling.

Karbonatsystemet

Karbondioksid i vann inngår i en serie likevekter som vi kan kalle karbonatsystemet. Systemet kan beskrives ved en rekke ligninger og likevektskonstanter som nylig er systematisk og pedagogisk diskutert av Dickson et al. (2007).

En oversikt over systemet starter oftest ved overgangen fra gassfase til karbondioksid oppløst i vann:



der g står for gassfase og aq står oppløst i vann.

Karbonatsystemet	
De kjemiske komponentene i karbonatsystemet omtales av og til med forskjellig navn, her er en oversikt over nomenklatur og synonymer for noen av de mest sentrale begrepene.	
CO ₂	Karbondioksid, en gass med molvekt 46 gram/mol, tidligere kalt kullsyre
H ₂ CO ₃	Karbonsyre, dannet av karbondioksid pluss vann (H ₂ O)
HCO ₃ ⁻	Bikarbonat. Dette er basen i syre/baseparet H ₂ CO ₃ / HCO ₃ ⁻
CO ₃ ²⁻	Karbonat, dette er basen i syrebaseparet HCO ₃ ⁻ / CO ₃ ²⁻
H ⁺	Proton eller hydrogenion.
[H ⁺]	Konsentrasjon av H ⁺ , mol per volumenhet
Alkalinitet	Evnen en vannprøve har til å nøytralisere tilført syre (bufferkapasitet)
De fire variablene som brukes til i praksis å bestemme karbonatsystemet:	
pCO ₂ ,	Partialtrykk av karbondioksid
pH,	Definert som $-\log_{10}([\text{H}^+])$
Total alkalinitet	A _T , AT, TA, empirisk mål for vannets bufferkapasitet
Totalt uorganisk karbon	C _T , CT, synonymer: TC, DIC. Summen av karbondioksid, karbonsyre, bikarbonat og karbonat

Karbondioksid reagerer med vann og danner bikarbonat og da frigis et proton, dette er essensen i det vi kaller havforsuring.



I nåtidens sjøvann vil størstedelen av protonene som frigis bli tatt opp av karbonationer i vannet:



Den totale effekten av øket CO_2 i vannet kan beskrives som summen av 2 og 3, karbondioksid løst i vannet konsumerer karbonat og fører til økning i bikarbonat.



Hele karbonsystemet består av reversible likevekter der en rekke faktorer avgjør hvor stor fraksjon av reaktantene havner på ”høyre og venstre side av den doble pilen”. Med nåtidens tilstand i havets karbonkjemi, vil hoveddelen av protonene reagere med CO_3 , resten blir til overs og vannets pH synker. Likevektene er avhengig av trykk, salt, temperatur samt de av nærings saltene som inngår i systemets syre-base likevekt (for eksempel fosfat, PO_4^{2-} , er en base). Når disse faktorene er kjent, er det fire variabler som karakteriserer karbonsystemet: $p\text{CO}_2$, pH, total alkalinitet og totalt uorganisk karbon (Boks 1).

Blant de fire karbonvariablene er det tilstrekkelig å bestemme to for å kunne beregne de to andre. Total alkalinitet (A_T) og totalt uorganisk karbon (C_T) er de variablene som er best egnet til høy-presisjonsovervåking av havets karbonsystem, og målinger av disse ville dannet det beste utgangspunktet for systematiske studier av gassutveksling i fjordene. Foreløpig finnes slike målinger bare for kystvannet.

På forskningsfartøyet G.O. Sars er der montert utstyr som prinsipielt står på under alle tokt og måler $p\text{CO}_2$ på inntaksvannet. Dessverre har vi ikke $p\text{CO}_2$ data fra slike tokt i fjordene, og dersom vi skaffer slike er det viktig at vi i tillegg skaffer data for en av de andre fire variablene som karakteriserer karbonatsystemet. Av disse er A_T og C_T de variablene som kan bestemmes med høyest presisjon og som er best egnet til overvåking.

2.3.2 Total alkalinitet, A_T , og totalt uorganisk karbon, C_T

Overflatevannet i fjordene er i all hovedsak dannet ved at ferskvann blandes med sjøvann, og karbonkjemien i dette brakkvannet vil være komplisert. Vi har rimelig god karakterisering av karbonkjemi i havvannet i Norskehavet (Jeansson et al. 2011). Data fra kystvannet er tilgjengelig fra Havforskningsinstituttets overvåking av karbonkjemi på de faste snittene Torungen-Hirtshals, Svinøy N/V, Gimsøy og Fugløya-Bjørnøya (Chierici et al. 2012).

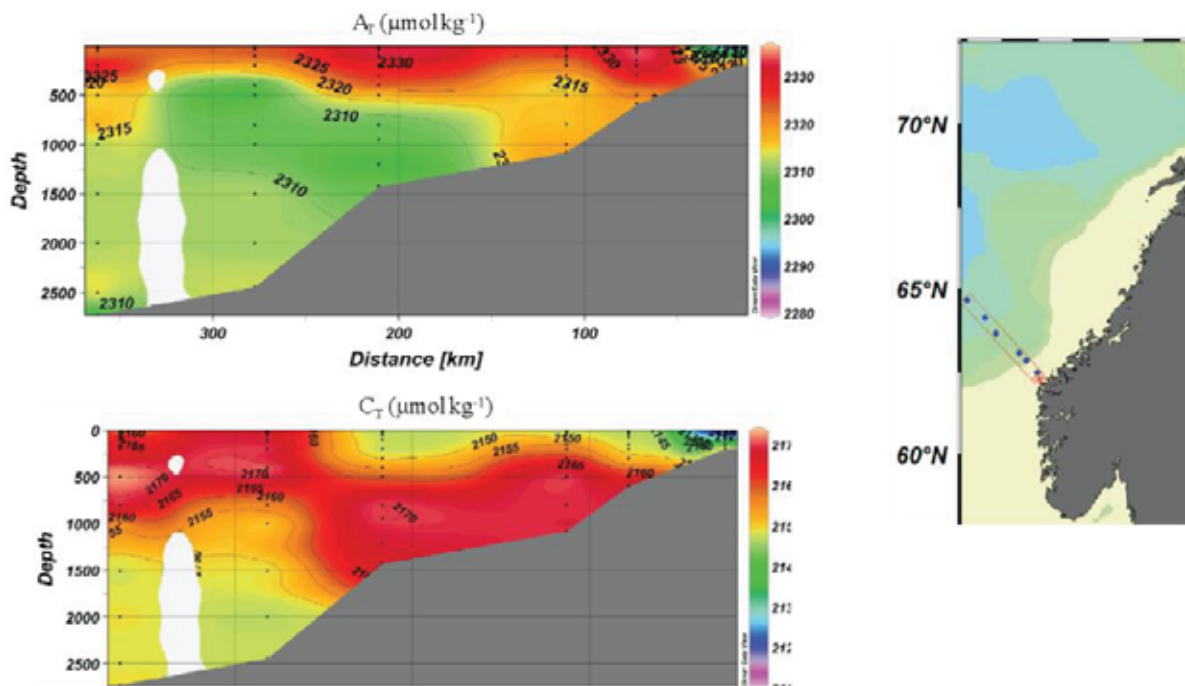
Med data fra overvåkingen kan en få et godt estimat av karbonkjemi i kystvannet som forsyner fjordene med sjøvann (figur 3). Brakkvannet i fjordene er imidlertid et resultat av blanding med ellevann, og data om dette vannet er ofte mangelvare.

AT i ferskvann

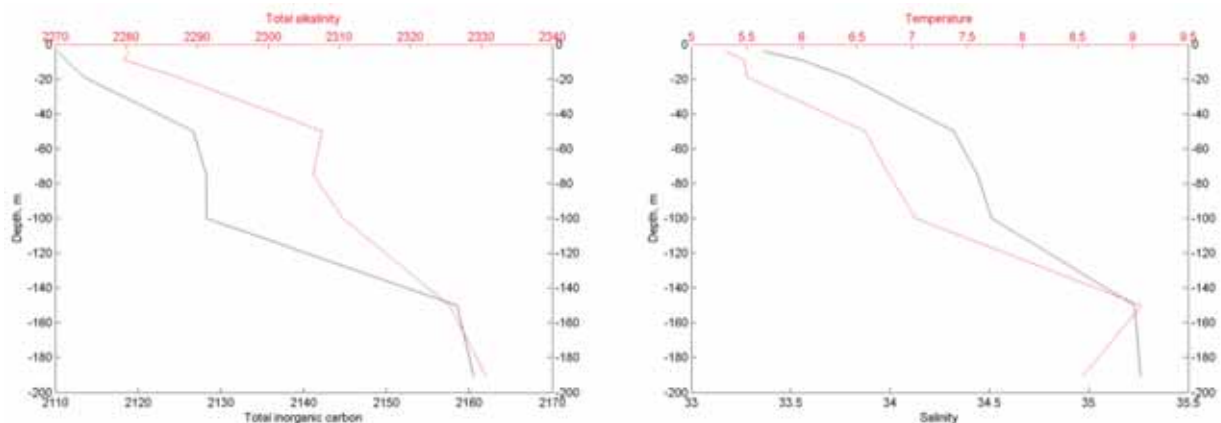
Ferskvannet tilføres fra elver og regn og utgjør den delen av brakkvannet som ikke kommer fra havet. Innholdet av mineraler varierer gjennom året, smeltevann om våren vil være forskjellig fra regnvann om høsten, fordi historien av eroderte mineralene vannet har tatt med seg vil variere. Geologien i nedslagsfeltet vil være avgjørende for hvor stor variasjonen blir.

Imidlertid vet vi at alkaliniteten i brakkvannet i all hovedsak reflekterer blandingsforholdet mellom sjøvann og ferskvann (Pelletier og Lebel 1980). Hard berggrunn gjør at norske elver har lavere alkalinitet enn andre elver i Europa og Kanada, men også i norske elver varierer alkaliniteten betydelig (Saksgård og Schartau 2010).

Når man har kjennskap til alkalinitet i kildene til brakkvann, kan alkalinitet beregnes slik som for andre konservative egenskaper i vannet i forhold til blandingsprosessen. Alkalinitet påvirkes også av biologiske prosesser, kalsifisering vil som regel senke alkalinitet og oppløsning av kalk vil heve den, men disse prosessene vil bli behandlet senere.



Figur 3. Distribusjonen av total alkalinitet (A_T , gitt som $\mu\text{mol/kg}$) og totalt uorganisk karbon (C_T), i Svinøy N/V-snittet (Svinøy i Møre og Romsdal) i 2011. Fra Chierici et al. (2012). Kartet viser hvor profilene ble tatt.

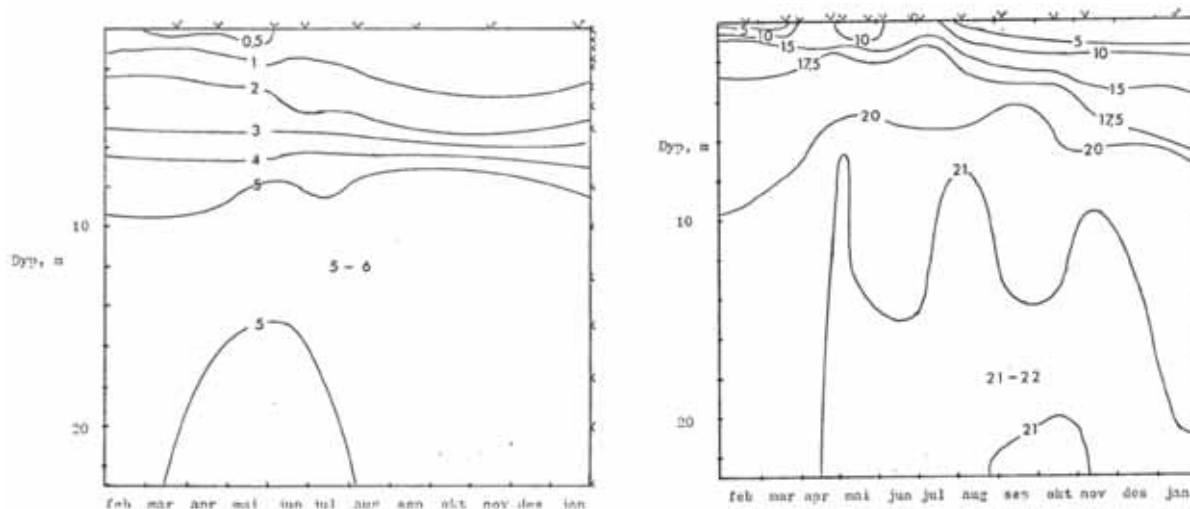


Figur 4. Dybdeprofiler på innerste stasjon av Svinøy N/V 13/1 i 2011 ($62,49^\circ\text{N}$ $4,95^\circ\text{Ø}$). Til venstre C_T ("Total inorganic carbon") og A_T ("Total alkalinity"); og til høyre temperatur og saltholdighet.

C_T i brakkvann

Vi har lite data på C_T i vassdragene, selv om det finnes bra kunnskap om pH. Norske vassdrag har som regel en pH noe under 7 (Hessen og Hindar 1993). Jo lavere pH vannet har, jo mer vil karbondioksid ha tendens til å diffundere ut av vannet.

Data fra den meromiktiske (den permanent lagdelte) fjorden Sælenvannet i Hordaland viser at C_T og saltholdighet korrelerer til en viss grad (figur 5). Data herfra viser også at i fjorder med lav utskiftning vil CO_2 akkumulere, dette vil samtidig føre til nedgang i oksygen. Oksygenstatus vil reflektere CO_2 , og Sælenvannet representerer et noe ekstremt eksempel med sterkt sulfidholdig bunnvann og meget høyt CO_2 innhold. Denne tendensen vil være til stede i alle fjorder der bunnvannet sjelden skiftes ut.



Figur 5. Totalt uorganisk karbon (C_T) i Sælenvannet i Hordaland sammenlignet med saltholdighet. Til venstre er C_T gitt i mmol/L i 1977; og til høyre saltholdighet i samme tidsrom (Børsheim 1979).

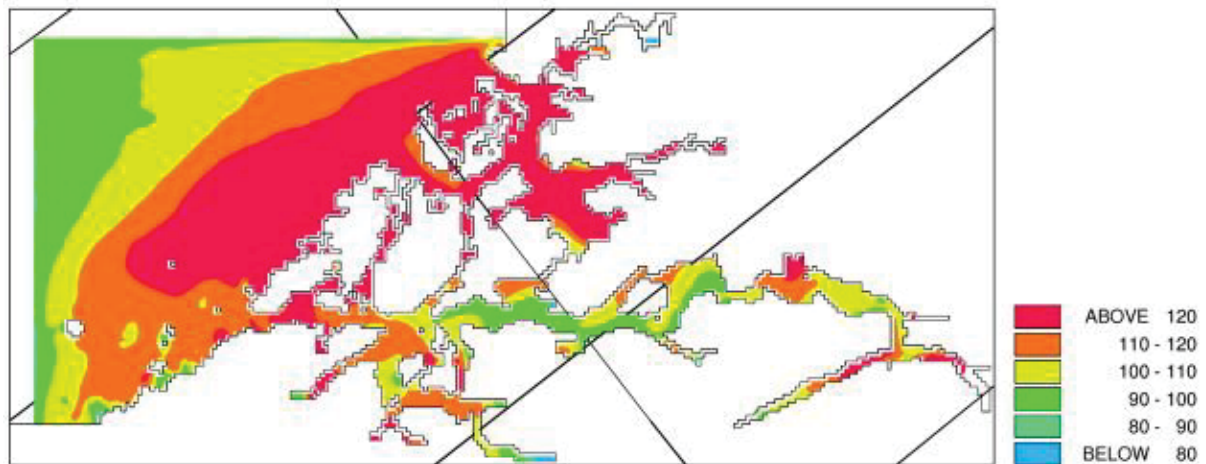
I tillegg til at ellevann har skiftende og gjerne ukjent innhold av totalt uorganisk karbon, påvirkes innholdet av biologisk omsetning og utveksling av CO_2 mellom atmosfære og sjø. De biologiske hovedprosessene er primærproduksjon og respirasjon, og dynamikken i disse to variablene varierer på tidsskalaer fra sekunder til år.

C_T og A_T : Primærproduksjon

Primærproduksjon forbruker CO_2 og respirasjon tilbakedanner organisk materiale til CO_2 . Begge disse prosessene utgjør hovedkomponenter blant driverne av naturlig år- og døgnvariasjoner i pCO_2 i de øvre lag av havet. For å vurdere utvekslingen av CO_2 mellom atmosfæren og overflaten av en fjord, vil det være nødvendig å ha et rimelig estimat av primærproduksjon gjennom våren og sommeren.

Primærproduksjon fører til økt opptak av CO_2 i alle norske fjorder om sommeren, og lokale variasjoner vil avgjøre den totale effekten av primærproduksjon på karbonsyklus. Lokale variasjoner er tydelig i modellert primærproduksjon i Hardangerfjorden i Hordaland (figur 6). Hardangerfjorden har en overflate på ca 1200 km² og med en gjennomsnittlig primær-

produksjon på 111 g/m²/år vil den totale årlige primærproduksjonen være 134000 tonn karbon i følge modellen (Skogen et al. 2009).



Figur 6. Modellert årlig primærproduksjon integrert over dyp (g C/m²) i Hardangerfjorden i Hordaland (Skogen et al. 2009).

En hel rekke kjemiske komponenter inngår i bufferkapasiteten i sjøvann, men karbonatlikevekten har definitivt den viktigste rollen (Dickson 2007). Fordi CO₂ ikke bringer med noen syre-/baseeffekter før den reagerer med vann og danner karbonsyre, har inn og utgassing av CO₂ ikke noen effekt på sjøvannets alkalinitet. Derved har heller ikke algenes CO₂-fiksering noen effekt på alkalinitet, men primærproduksjon er mer enn CO₂-fiksering. I de enkleste modellene er primærproduksjonen antatt å være nøytral i forhold til alkalinitet, men i mer avanserte analyser må forholdet nyanseres (Wolf-Gladrow et al. 2007).

C_T og A_T: Kalsifisering

Kalsifisering skjer når både dyr og planter danner kalkskall. Planktoniske kalkalger (planteplankton) som *Emiliana huxleyi*, skjell og mange snegler danner skall som stort sett består av kalsiumkarbonat (CaCO₃). Også i de frie vannmassene finnes mange dyr som danner kalkskall, for eksempel amøber og vingesnegler. I tillegg er det mange andre dyr som har skall som hovedsakelig er organiske, men der munnleder og panserstrukturer inneholder en god del kalk til mekanisk forsterking.

Kalkalger som *E. huxleyi* er vanlige i norske fjorder, og kan observeres mange steder som melkehvitt sjø. På grunn av kalkskallenes store brytningsindeks får sjøen en melkeaktig optisk kvalitet. En stor del av kalsifiseringen konsumerer en base (CO₃²⁻) og forandrer vannets alkalinitet. Kalsifiseringen:

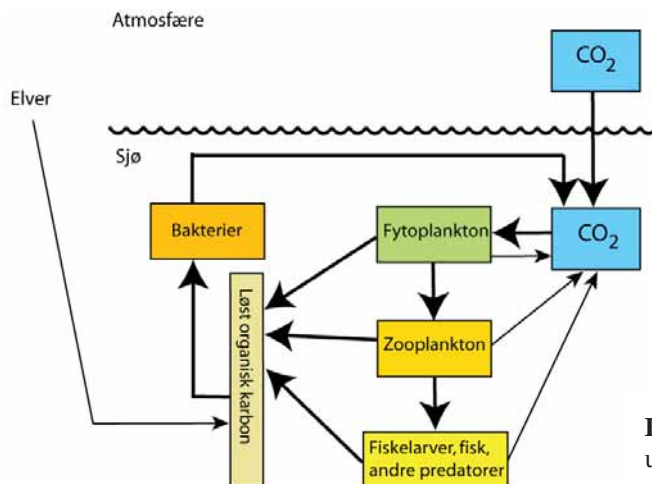


Likningen viser at 1 mol CO₂ produseres per CaCO₃ som dannes, men på grunn av bufferkapasiteten er det i virkeligheten bare 0.03 mol CO₂ som produseres (Zeebe and Ridgeway 2011). Når kalsifisering konsumerer bikarbonat (HCO₃⁻) og gir en netto produksjon av CO₂, bidrar den lokalt til havforsuring i motsetning til primærproduksjon som gjør vannet

mer alkalisk. Oppløsning av kalkskall vil også øke alkaliteten og konsumere CO₂, men denne prosessen foregår normalt i dypere vannlag, på skall som sedimenterer eller har sunket helt ned på havbunnen.

CT og AT: Respirasjon

Karbondioksid (CO₂) blir omsatt i biologiske prosesser, og de viktigste er primærproduksjon og respirasjon (figur 7). Alle levende vesen produserer CO₂ fra organisk materiale, og alle produserer avfallstoffer i form av organisk materiale. Løst organisk materiale i marint miljø omsettes i all hovedsak av bakterier.



Figur 7. Transportveier mellom løst organisk og løst uorganisk karbon i sjøvann.

I et fjordsystem blir organisk materiale også tilført ved avrenning fra elver. På verdensbasis finnes mange estuarier som blir belastet med store mengder organisk materiale fra elvene. I disse vil gjerne respirasjon være den dominerende prosess, og vannmassene vil i gjennomsnitt over året avgi CO₂ til atmosfæren (Jiang et al. 2008). Slik er det ikke i Norge fordi norske fjorder i hovedsak mottar relativt rent vann med hensyn på organisk materiale. Noen elver som drenerer myrlandskap vil inneholde en god del organisk materiale i form av humus, men i et generelt karbonbudsjett vil dette ikke bety svært mye. Gjennomsnittlig innhold av organisk materiale i 18 norske elver er 166 µM C (std=76). Vi vil komme tilbake til dette i kapittel om tilførsel.

2.3.3 Tilførsel av nitrogen fra atmosfæren

Nitrogen kreves av alle planter og dyr. Mengden nitrogen begrenser ofte marin produksjon. Det er derfor viktig å kjenne de ulike tilførsler av nitrogen til kyst og fjord. Norsk institutt for luftforskning (NILU) overvåker tørr og våtavsetning av nitrogen. Det meste av nitrogenet som tilføres kyst og fjord fra atmosfæren er våtavsetning. I tabell 1 har vi gitt våtavsetning av totalt nitrat og ammonium fra kyst og fjordnære stasjoner. I følge e-klima (www.eklima.no) tilføres Bergen om lag 37 % av nedbøren fra og med november til og med februar. I denne perioden er det vanligvis lave konsentrasjoner av plateplankton og lite opptak av næringsalter. Dersom vi antar at 63 % av nitrat og ammonium tilføres fjord og kyst fra atmosfæren når lys ikke er begrensende for primærproduksjonen (mars til november), og at alt nitrogenet i form av nitrat

og ammonium tas opp av planteplankton, kan vi estimere en produksjon av planteplankton på 0.16 millioner tonn organisk karbon.

Tabell 1. Årlige middelkonsentrasjoner av våtavsetning av nitrat (NO₃-N) og ammonium (NH₄-N), som milligram per kvadratmeter (mg/m²). Stasjoner i innlandet er utelatt. Data fra NILU (Aas et al. 2012).

Stasjon	NO ₃ -N (mg/m ²)	NH ₄ -N (mg/m ²)
Birkenes	756	648
Treungen	307	247
Løken	204	173
Nordmoen	316	262
Gulsvik	225	232
Vikedal	427	724
Haukeland	383	336
Nausta	174	363
Kårvatn	91	179
Tustervatn	56	105
Karpbukt	44	76
Gjennomsnitt	271	304

2.3.4 Tilførsel av organisk karbon og nitrogen fra avrenning fra land

Basert på data fra 1931-1960 (Tollan, 1976) er gjennomsnittlige avrenning av ferskvann til kyst og fjord 12 050 kubikkmeter per sekund (m³/s). Det er minst tilførsel av ferskvann om vinteren og mest under snøsmeltingen i mai og juni. Midlere avrenning i perioden november til og med februar utgjør 2300 m³/s eller 19 % av årlig tilførsel. Naturlig avrenning av ferskvann kan variere med mer enn 40 % om sommeren og mer enn 20 % vinteren.

Elvetilførselsprogrammet (RID) overvåker 46 vassdrag og beregner tilførsel fra de resterende vassdrag (201 elver) til Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. De 46 vassdragene som overvåkes dekker om lag 50 % av avrenningen fra land. Resultatene fra RID i 2011 viser en tilførsel til norske kystområder på 1.1 millioner tonn suspendert sediment hvorav 0.66 millioner tonn var organisk karbon (Skarbøvik et al. 2012). Vannføringen i 2011 var høyere (28 %) sammenlignet med 2010, noe som skyldes 30 % mer nedbør enn normalt. Trenden for perioden 1990-2011 viser ingen endringer i mengde av tilført suspendert sediment. Trenddata for organisk karbon er ikke tilgjengelig. Det er forventet at endringer i klimaet vil påvirke karboninnholdet i elvevann (Bauer et al. 2013), og hyppigere perioder med ekstremt mye nedbør kan betydelig øke transporten av partikulært organisk karbon til kysten (Hilton et al. 2008, Laudon et al. 2012).

Basert på en rekke målestasjoner er det estimert at fastlandet mottar 140 000 tonn uorganisk nitrogen årlig fra atmosfæren (Aas et al. 2012). For 2011 er det estimert en avrenning på 66 000 tonn totalt nitrogen (31 000 nitrat og 2 500 ammonium) til norske fjorder og kystvann (Skarbøvik et al. 2012). Tilførselen av totalt nitrogen er størst i Skagerrak (36 300 tonn) og lavere i Nordsjøen (13 400 tonn) og Norskehavet (12 500 tonn), og minst i Barentshavet (3 600 tonn). Dersom vi antar at 81 % av nitrat og ammonium tilføres kyst og fjord med elvevann når lys ikke er begrensende for primærproduksjonen (mars til november), og at alt nitrogenet i form av nitrat og ammonium tas opp av planteplankton, kan vi estimere en binding av 0.15 millioner tonn organisk karbon i planteplanktonet. Dersom vi antar at fosfor er begrensende for produksjonen avtar verdien til 0.04 millioner tonn. I karbonbudsjettet for kyst og fjord antar vi at nitrogen er begrensende for planteplanktonproduksjonen. Denne rapporten inkluderer ikke advekterte eller oppstrømmende næringssalter til kyst og fjord fra tilstøtende vannmasser.

2.3.5 Syntese og omsetning av partikulært organisk karbon i eufotisk sone

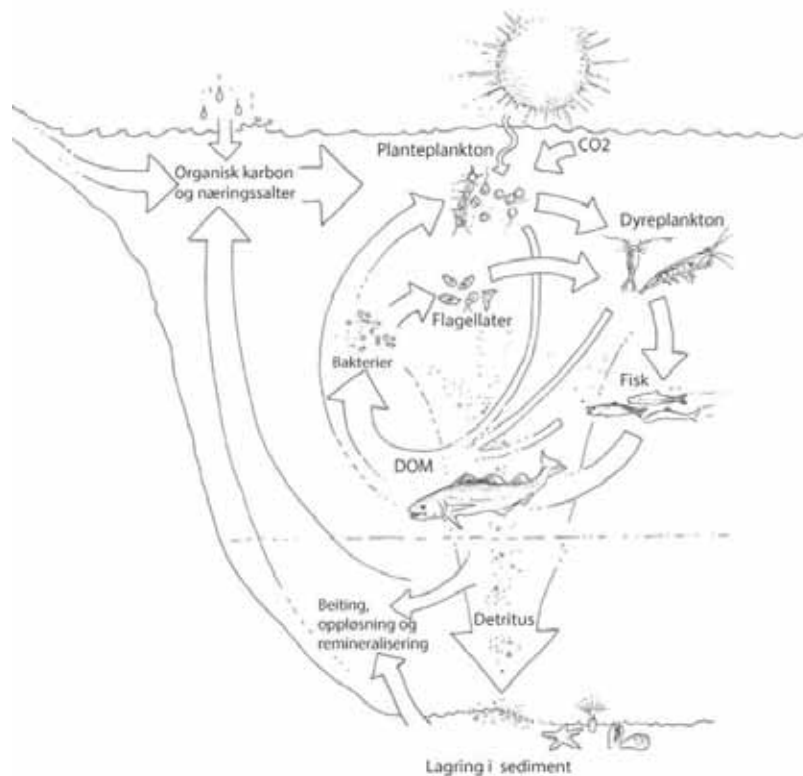
Marine planter (planteplankton, tang og tare) vokser ved å danne organisk karbon fra vann, uorganiske næringssalter og CO₂. Energien til å bygge organiske molekyler hentes fra sollyset gjennom av fotosyntesen. Planter danner derfor organisk karbon i overflatevannet, hvor det er tilstrekkelig med sollys (eufotisk sone) til plantevekst (figur 8). Næringssaltene nitrogen, fosfor og silisium, skiller seg ut fra de konservative bestanddelene av sjøvannet ved at konsentrasjonen i den eufotiske sonen varierer mye i tid og rom. Dette skyldes at de absolutte konsentrasjonene er små, og påvirkes av biologisk produksjon og nedbrytning (remineralisering). Biomassen av planteplankton er ofte begrenset av konsentrasjonen av nitrogen, fosfor og silisium. Kunnskap om næringssaltene forekomst og omsetning er dermed viktig for å forstå dannelsen og omsetning av organisk karbon. Den mengden organisk materiale et algesamfunn kan produsere i løpet av et år kan uttrykkes som primærproduksjon i gram karbon per areal per år (gC/m²/år). Produksjonssesongen er normalt fra februar til november i sør og fra mars til oktober i nord. Primærproduksjonen kan omsettes i eller under den eufotiske sonen.

Planteplanktonets primærproduksjon i kyst og fjord

Planteplanktonets primærproduksjon fra Norske poller og ut til hav er gitt i tabell 2. Primærproduksjonen i poller varierer mellom 90 og 230 gC/m²/år, med et gjennomsnitt på 158 gC/m²/år. Data fra poller tas ikke med i gjennomsnitt for kyst og fjord. Primærproduksjonen i fjordene viser verdier fra 82 til 230 gC/m²/år. Tabellen indikerer at det kan være store forskjeller mellom nærliggende fjorder som for eksempel Raunefjorden (230 gC/m²/år) og Korsfjorden (100-150 gC/m²/år). Et eksempel på forskjeller i primærproduksjon i samme fjord og mellom ulike år er fra Balsfjordhvor det ble målt henholdsvis 132, 110 og 105 gC/m²/år, i tre påfølgende år. Det er ingen klare gradienter i primærproduksjon mellom fjorder i sør eller nord, selv om de høyeste verdiene er registret i sør. Den høyeste daglige primærproduksjonsraten i Norge funnet i litteraturen er målt i Oslofjorden (5.6 gC/m²/d, Johannesen 1978). For sørlige deler av norskekysten er modellerte verdier i overkant av 150 gC/m²/år. Beregninger basert på modeller eller målinger, for havområdene Skagerrak,

Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet, viser verdier fra 60 til 150 gC/m²/år. Gjennomsnittlig primærproduksjon for kyst og fjord er på 145 gC/m²/år, og indikerer en årlig produksjon av 11.1 millioner tonn organisk karbon i planteplankton. Merk at primærproduksjon målt med ¹⁴C metoden kan underestimere brutto primærproduksjon da i) noe av respirasjonen er inkludert i estimatet (i gjennomsnitt 38 %, Duarte and Cebrian 1996, Bender et al. 1996) og ii) opptak av ¹⁴C (i partikler) fanger ikke opp produksjon av oppløst organisk karbon (i gjennomsnitt 13 % av ¹⁴C assimilering, Baines and Pace 1991).

Total primærproduksjon (PT) kan deles inn i ny (PE) og regenerert (PR) produksjon (figur 9). PE er basert på tilførte næringssalter fra dypere vann, avrenning fra land, tilførsel fra atmosfæren eller utvekslet med områdene utenfor. PE tilsvarer den maksimale mengden organisk karbon som synker ut av eufotisk sone, og betegnes også som «eksportproduksjon». Det er kun den nye delen av produksjonen som er høstbar over tid. I en vannmasse der primærproduksjonen er begrenset av nitrogen vil mengden tilført nitrogen (hovedsakelig nitrat) til eufotisk sone bestemme størrelsen til PE. Dersom PE i kyst og fjord skal økes må økosystemet tilføres næringssalter.

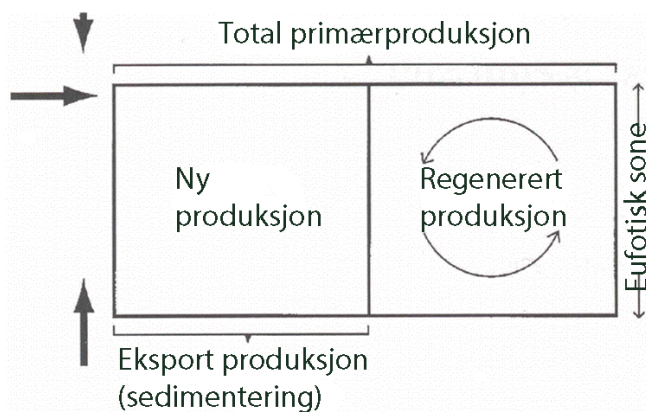


Figur 8. Syklus til organisk karbon i kyst og fjord. Planteplankton bruker energi fra sollyset til å sette sammen uorganisk karbon (CO₂) og næringssalter til organiske molekyler. Dette skjer i overflatevannet hvor det er tilstrekkelig med sollyset til plantevekst. Næringssaltene tilføres eufotisk sone fra regn- og ellevann, fra vannmassen under eller utenfra. Ellevann tilfører også kyst og fjord terrestrisk organisk karbon. Planteplanktonet er føde for dyr på de høyere trofiske nivåene (her dyreplankton og fisk). Kilder til oppløst organisk materiale (DOM) er indikert med piler. DOM gir opphavet til en næringskjede hvor bakterier utgjør det første leddet (den mikrobielle sløyfe). Bakterier spises av små heterotrofe organismer (her flagellater) som igjen går inn i det «klassiske næringsnett». Organisk karbon (eks. detritus og fekalier) synker ned gjennom vannmassen. Underveis vil noe gå i oppløsning, noe vil spises av andre organismer og noe vil remineraliseres. Organisk karbon som når bunnen er føde for dyrene som lever her. Det som ikke konsumeres eller brytes ned på annet vis lagres i sedimentet. (Illustrasjon Stein Mortensen)

Resten av produksjonen er regenerert og fortæres på stedet. Mengden av nitrogen fra heterotrof nedbrytning (ammonium og urea) bestemmer den regenererte produksjonen (Dougald and Goering 1967, Eppley and Peterson 1979). Målinger fra Fanafjorden i Hordaland indikerer at PE utgjør 38 % av PT (Wassmann 1984). Dette er i samsvar med andelen PE (fra 35-43 %) funnet i fire poller i Bergensområdet (tabell 2). Vi kan estimere (PE) fra (PT) ved hjelp av likningen $PE=PT*0,049^{1,41}$ (Wassmann 1990). Dersom vi bruker gjennomsnittlig verdi for kyst og fjord fra tabell 2 blir PE 55 gC /m²/år. Dette utgjør 38 % av PT (145 gC/m²/år). Dersom vi skalerer PE til arealet av kyst og fjord utgjør dette 4.2 millioner tonn karbon per år.

Tabell 2. Målt og modellert total primærproduksjon (PT), ny produksjon (PE) og regenerert produksjon (PR) i poll, fjord, kyst og hav (gC/m²/år). Se tekst for ny og regenerert produksjon.

PT	PE	PR	Sted	Lok.	Referanse
190	80	110	Nordåsvannet	Poll	Se Wassmann 1991
200	86	114	Kviturdvikpollen	Poll	Wassmann og Aadnesen 1984
100			Sogndalsfjorden	Poll	I Paetzel and Schrader 1992
180			Vågsbøpollen	Poll	Wassmann og Aadnesen 1984
130	47	83	Vågsbøpollen	Poll	Wassmann og Aadnesen 1984
230			Kviturdvikpollen	Poll	Wassmann og Aadnesen 1984
90-100			Lindåspollen	Poll	Lannergren 1976
150			Fauskangerpollen	Poll	
190			Nordåsvannet	Poll	Naas 1984
150			Sælvannet	Poll	Børsheim 1979
120	42	78	Lindåspollen	Poll	Wassmann 1991
82 -112			Boknafjorden	Fjord	Erga 1989
230			Raunefjorden	Fjord	Wassmann og Aadnesen 1984
100-150			Korsfjorden	Fjord	Erga og Heimdal 1984
150			Ramfjorden	Fjord	Bech, 1982
111 (102-126)			Hardangerfjorden	Fjord	Skogen et al. 2009
112			Samnangerfjorden	Fjord	Erga et al. 2005
132			Balsfjorden	Fjord	Eilertsen og Tåsen 1984
110			Balsfjorden	Fjord	Eilertsen og Tåsen 1984
105			Balsfjorden	Fjord	Eilertsen og Tåsen 1984
	> 44		Balsfjorden	Fjord	Wassmann et al. 2000
150	57	93	Fanafjorden	Fjord	Wassmann 1984
120			Ytre Oslofjord	Fjord	Bødtker et al. 1995
200			Indre Oslofjord	Fjord	Bødtker et al. 1995
200			Tromøysundet	Sund	Bech, 1982
150+			Norskekysten	Kyst	Skogen og Søiland 2007
60-140			Nordsjøen	Hav	Skogen og Søiland 2007
120-150			Skagerak	Hav	Skogen og Søiland 2007
93 (±19 %)			Barentshavet	Hav	Wassmann et al. 2006
95-118			Nordsjøen	Hav	Ottesen og Auran 2007
90			Norskehavet	Hav	Ottesen og Auran 2007



Figur 9. Ny (= eksport) og regenerert produksjon er basert på henholdsvis i) tilførsel av begrensende næringsalter fra dypvann (afotisk sone), gjennom adveksjon, fra elveavrenning og fra atmosfæren (rette piler) og ii) regenererte næringsaltene i den eufotiske sonen (sirkulære piler). Ny og regenerert produksjon utgjør totalproduksjonen. Ekspert produksjonen er mengden organisk karbon som synker ut fra den eufotiske sonen.

Partikulært organisk karbon i eufotisk sone

Tabell 3 viser variasjon i partikulært organisk karbon (POC) i vannmassen for noen Norske fjorder. Det er typisk lave verdier om vinteren (50-100 mg m⁻³), de høyeste verdiene er normalt knyttet til våroppblomstring av planteplankton (~800 mg m⁻³), mens det er store variasjoner gjennom sommer og høst. Det kan være mer 10 ganger forskjell i konsentrasjon av POC mellom vinter og våroppblomstring.

Tabell 3. Konsentrasjon av partikulært organisk materiale (POC, mg m⁻³) i fjorder.

POC	POC range	Sted	Tid	Dyp (m)	Referanse
	70-210	Ramsfjord	Nov-des	10	Noji et al. 1993.
239	91-447	Lysefjorden	Mai-aug	7	Strohmeier et al. in prep
324	252-552	Lysefjorden	Mars-sept	7	Strohmeier et al. in prep
131	50-524	Austevoll	Aug-apr	5	Strohmeier et al. 2009
	45-546	Austevoll	Jan-des	1	Jansen et al. 2012
	50-490	Boknafjorden	Febr-nov		Erga 1989
	230-686	Oslofjorden	Jul-aug		Paasche og Erga 1988
	175-748	Balsfjord	Jul	0.5-30	Gasparovic et al. 2005
	158-304	Balsfjord	Jun	0.5-30	Gasparovic et al. 2005
	100-800	Balsfjord	Mar-okt		Wassmann et al. 2000
	216-441	Ullsfjord	Jun	0.5-30	Gasparovic et al. 2005

Omsetning av organisk karbon i eufotisk sone - næringsnett og den mikrobielle sløyfen

Planteplanktonet og det organiske stoffet som produseres av planteplanktonet blir enten spist i vannsøylen eller synker til bunns (figur 8). Næringsnettet viser hvem som spiser hvem i et økologisk samfunn. Det består av ulike trofiske nivåer. Kjennskap til den trofiske dynamikken er nødvendig for å forstå kontroll og regulering over flyt og biomasse av organisk karbon i økosystemet gjennom året. Det er gjennomført en rekke korttids studier i mesokosmos (f. eks. Egge 1998, Castberg et al. 2001, Larsen et al. 2001, Beauvais et al. 2006, Conan et al. 2007, Riebesell et al. 2008, Sandaa et al. 2009, Iversen et al. 2010). Studiene viser hvordan økosystemet i mesokosmos responderer på ulike behandlinger og gir oss viktig informasjon om en rekke mekanismer og prosesser knyttet til omsetning av karbon.

Vi har ikke funnet litteratur over næringsnett med sesongvis omsetning av organisk karbon i eufotisk sone for norske fjorder eller kyst. Vi har sådan begrenset kunnskap om interaksjonen mellom virus, bakterier, planteplankton, konsumenter og parasitter i kyst og fjord økosystem. En økt produksjon av en noen få arter på et lavt trofisk nivå vil endre flyten av energi og organisk karbon i økosystemet, og det trengs et betydelig kunnskapsløft for å se hvilke ringvirkninger dette kan ha.

Det er stor sesongmessig variasjon i planteplankton, både i produksjon, biomasse og i artssammensetning. Året starter med lave konsentrasjoner av planteplankton, for så å eksplodere i mengde og mangfold under våroppblomstringen. Våroppblomstringen er dominert av kiselalger (planteplankton), og starter normalt i februar–mars i sør, mens i Nord-Norge inntreffer den noen uker senere. Sommersituasjonen kjennetegnes med relativt lav biomasse men forholdsvis høy primærproduksjon. På sensommeren og høsten vil man igjen kunne få oppblomstring 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.

Virus kan være viktige i marine systemer. Virus tilfører ikke nye prosesser eller knutepunkter i næringsnettet, men de kan forskyve produksjonen av oppløst- og partikulært materiale på hvert trofisk nivå. Dette fordi virus kan ta livet av partikkelproduserende verter, som omdannes til oppløst organisk materiale og øker gjenvinning av vekstbegrensende næringssalter i eufotisk sone (Gobler et al. 1997, Castberg et al. 2001). Virus kan dermed bidra til å flytte karbon fra det klassiske næringsnettet mot resirkuleringsprosesser som er styrt av mikrober. Virus kan også være artsspesifikke, og påvirke artssammensetningen og strukturen til hele næringsnettet (Bratbak et al. 1994). Forsøk indikerer at bestanden av virus er nært knyttet til forekomsten av bakterier og planteplankton, og at virus kan motvirke oppblomstringer av vertspopulasjonene (Larsen et al. 2001). Mangfoldet av virusplankton varierer under våroppblomstringen av planteplankton og kan øke etter oppblomstringen er over (Larsen et al. 2004). Regenerering av karbon og næringssalter som følge av virusinfeksjoner er hovedsakelig ukjent i kyst og fjord. Dermed gjenstår det en viktig avklaring om virus stimulerer eller begrenser biologisk produksjon.

Det heterotrofe picoplanktonet (plankton 0.2-2 μm , uten fotosyntese) inneholder både prokaryoter (uten cellekjerne, som bakterier) og eukaryoter (med cellekjerne), lever av oppløst organisk materiale og gjør disse stoffene tilgjengelig for konsumenter høyere oppe i næringsnettet (figur 8). Oppløst organisk materiale gir grunnlaget for en næringskjede, den mikrobielle sløyfen, hvor bakteriene utgjør det første leddet (Azam et al. 1983). Den mikrobielle sløyfen bidrar inn i den stående biomassen av partikler og oppløste biologiske materiale, resirkulerer essensielle næringssalter, produserer små og for det meste flytende partikler som kan konsumeres av det heterotrofe picoplanktonet. En sterk mikrobiell sløyfe vil motvirke vertikale tap fra pelagiske økosystem. Vi har liten kjennskap til hvordan det heterotrofe picoplanktonet virker inn i norske fjord- og kystøkosystemer.

Vi kjenner ikke næringsnett og sesongmessig omsetning av organisk karbon i eufotisk sone for kyst og fjorder. Imidlertid ble sammensetning av dyreplanktonet tidlig karakterisert i noen fjorder (Gran 1902, Nordgaard 1905, Gundersen 1953, Lie 1967, se også Matthews og Heimdal 1980). Senere er dyreplanktonets innvirkning på eksport av organisk karbon studert i Balsfjord (Riser et al. 2010). Studien viser at dyreplankton som krill og store hoppekreps kan påvirke den vertikale fluksen av partikulært organisk karbon gjennom utsynking av fekalier, mens små og mellomstore arter av hoppekreps bidro lite til vertikal fluks. Dette indikerer at små og mellomstore arter av dyreplankton kan fremme retensjons prosesser i de øvre vannlag (regenerert produksjon). Beiteforsøk indikerer også at dyreplankton (størrelse 10-200 μm) kan konsumere 50-100 % og 20-50 % av daglig produksjon av partikler med størrelse på henholdsvis $< 10 \mu\text{m}$ og $< 2 \mu\text{m}$ i Hjeltefjorden om sommeren (Verity and Vernet, 1992). Det er også godt kjent at dyreplankton og mesopelagisk fisk kan vandre vertikalt gjennom døgnet, hvor de typisk beiter på grunnere vann om natten og søker skjul i mørket på dypere vann om dagen (se for eksempel: Vestheim and Kaartveit 2009, Kaartveit et al. 2011, Dypvik et al. 2012, Vestheim et al. 2013). Gjennom denne adferden økes eksporten av partikulært organisk karbon ut av de øvre vannlag.

Eksportproduksjon

Eksportproduksjon er den andelen av organiske karbon som synker ut av den eufotiske sonen (se over). En av hovedutfordringene med å forstå syklusen til organisk karbon i vannmassen er å skille partiklene som holdes i suspensjon fra de partiklene som synker (Waite et al. 2005). Denne kunnskapen er viktig for å kvantifisere hvor og hvordan marint karbon påvirker mikrobielle samfunn, næringsnett, konsumenter og hele det bentiske økosystem (se Wassmann 1998). Den økologiske nytten av planteplanktonet og det organiske karbonet er derfor meget avhengig av hvordan det fordeles mellom flytende og synkende biomasse (Waite et al. 1992).

De viktigste mekanismene som bestemmer vertikal fluks av organisk materiale synes å være aggregering og beiting fra dyreplanktonet. I miljøer med en høy andel av ny produksjon og lavt beitepress er det mer vanlig at planteplanktonet synker til bunns (Smetacek et al. 1984, Heiskanen 1996, Kiørboe 1993, Peinert et al. 1989, Tande 1991). Under slike forhold kan store mengder levende og dødt planteplankton synke ut i slutten av en algeoppblomstring (Alldredge og Silver 1988, Kiørboe et al. 1994). Dermed er mengden og kvaliteten til det sedimenterende materiale avhengig av struktur og funksjon til det pelagiske systemet (se Wassmann 1998).

Sedimentering ut av eufotisk sone

Undersøkelser av vertikal eksport av biologisk materiale fra hav viser generelt en nedgang med dyp. Dette skyldes at det synkende organiske materialet løses opp, konsumeres av andre dyr eller brytes ned av mikroorganismer (figur 8). I kyst og fjord vil ofte resuspensjon (oppvirvling) av sedimenter og innstrømning av partikkelrikt vann påvirke målinger av vertikal eksport av biologisk materiale (Wassmann 1984, Noji et al. 1993).

Det finnes få studier som har målt årlig sedimentering av organisk karbon ut av eufotisksone. I tabell 4 har vi gitt studier som har målt sedimentering fra 20 til 60 m dyp og med minst en varighet fra mars til oktober. Resultater fra Balsfjord indikerer en sedimentering av ny produksjon i størrelsesorden 32 - 35 g C/m² fra og med mars til oktober. Noji et al. (1993) målte sedimentering i november og desember i Ramfjord som grenser til Balsfjord. De fant daglige sedimenteringshastigheter av POC fra 30 m dyp på 40-140 mg POC/m². Dersom vi antar en gjennomsnittlig sedimenteringsrate på 90 mg C/m²/d for perioden oktober til februar for Balsfjord vil det gi en årlig sedimentering ut av eufotisk sone på 46 - 49 g C/m². Eksportproduksjon fra to dyp i Fanafjorden og Austevoll viser stor variasjon, med verdier fra 48 til 90 gC/m²/år. Gjennomsnittlig verdi fra alle lokaliteter er 62 gC /m²/år og gjennomsnitt uten minimums- og maksimumsverdi er 59 gC/m²/år. Denne verdien er sammenlignbar med estimert verdi for ny produksjon (59 vs. 55 gC/m²/år). Da det er gjennomført få målinger og målingene som foreligger viser stor variasjon er det behov for betydelig flere studier av sesongmessige sedimentering ut av eufotisk sone fra flere lokaliteter.

Tabell 4. Vertikal eksport (sedimentering) av partikulært organisk karbon (POC) ut av eufotisk sone i fjorder. *f* er andel eksportproduksjon.

POC (gC /m ² /år)	Dyp	Sted	<i>f</i>	Referanse
35*/49 ^a , 32*/46 ^a	40, 60	Balsfjord		Riser et al. 2010
58		Fanafjorden	0.39	Wassmann 1984
90, 48, 80	60, 20, 65	Fanafjorden, Austevoll ref		Aure et al. 1988

*varighet 7 mnd fra og med mars til oktober.

^a estimert, se tekst

Tilstanden til norske fjorder under våroppblomstringen er karakterisert av eksportkjeder. Våroppblomstringen har en høy andel ny produksjon, utgjør en stor biomasse, har høye sedimentasjonshastigheter (Wassmann 1984, Kutti et al. 2007) og er det viktigste årlige signalet på karbondynamikken i fjordmiljøet. Det er estimert at 60 % av årlige sedimentering av karbon skjer om våren (Wassmann 1991). Ettersom planteplanktonsystemet utvikles og blir mer komplekst sent om våren og om sommeren, øker andelen regenerert produksjon. Sedimenteringen av organisk materiale er da lav, og systemet er karakterisert av retensjonskjeder. Estimert årlig eksportproduksjon basert på sedimentering ut av eufotisk sone uten minimum- og maksimumsverdi gir, 4.5 millioner tonn karbon for kyst og fjord (59 gC/m²/år). Dette er på nivå med estimert ny produksjon basert på total primærproduksjon i vannmassen (4.2 millioner tonn karbon for kyst og fjord eller 55 gC/m²/år).

Bassengvannet i fjorder kan ha forskjellig vertikal fluks av partikler sammenlignet med kyst. Fjorder har hovedsakelig tre kilder til partikulært organisk materiale. Det er (i) fra kystvannet, (ii) fra bassengvannet, produsert av regenererte næringssalter og (iii) fra elvevann og antropogene kilder, produsert fra lokale tilførsler av næringssalter (Stigebrandt et al. 1996). Fjorder med stor vannutskifting vil være meget påvirket av kystvannet, mens større fjorder med grunne og trange utløp kan ha vesentlig forskjell i vertikal fluks av partikler siden kilder fra (ii) og (iii) kan også være viktige.

Omsetning av organisk karbon i vannmassen under eufotisk sone

Nedbrytningshastigheten av organiske materiale i vannkolonnen er avgjørende for den kvantitative koblingen mellom de frie vannmasser og bunn. Det er stor forskjell i hvor hurtig ulike typer av organisk materiale brytes ned i vannsøylen. Det er også stor sesongmessig variasjon i vertikal fluks av organisk materiale ut av den øvre vannsøylen. På kort tidsskala er vertikal fluks av biologisk materiale sammensatt, og gjenspeiler en rekke organismer og mekanismer som bryter ned det synkende materiale til mindre deler, eller produserer noen få store partikler (Wassmann 1998). Medvirkende organismer og mekanismer samt variasjon i tid og rom er lite kjent fra kyst og fjord.

Målinger av oksygenforbruk for flere av våre fjorder viser at oksygenforbruket varierer mye mellom sted og dyp, og vi har derfor valgt ikke å ekstrapolere disse verdiene. Fra Wassmann (1984) kan vi indikere en omsetning av brutto sedimenterende materiale i afotisk sone fra 25 til 46 %.

Sedimentering til bunn

Gjennomsnittlig målt sedimentering over bunn fra Tabell 5 er $79 \text{ gC/m}^2/\text{år}$ for studier med en varighet på 12 måneder eller mer. Denne sedimentasjonsraten er betydelig høyere enn eksportproduksjon ut fra eufotisk sone. De høye sedimentasjonshastighetene nær bunn skyldes sannsynligvis at målingene inkluderer resuspenderte bunnsedimenter (Lutter et al. 1989, Noji et al. 1993), tilførte resuspenderte sedimenter ovenfra (Wassmann 1984, Noji et al. 1993), tilførte advektert partikulært materiale og at sedimenteringsareal er mindre enn produksjonsarealet (e.g. partikler faller ut i strømfattige områder). NGU har kartlagt ca 3500 km^2 av sedimentet i kystsonen i tolv kommuner i Sør-Troms (se under). Resultatene viser at materiale sedimenterer i 47 % av arealet. Dersom vi justerer målte sedimentasjonsrater etter hvor partikler sedimenterer så vil det sedimenteres om lag $37 \text{ gC/m}^2/\text{år}$ (2.8 million tonn i kyst og fjord). Det er usikkert hvordan andelen av hard og bløtbunn fordeler seg i områdene som ikke er kartlagt. Det er behov for en omfattende kartlegging av bunnforholdene i kyst og fjord for å klargjøre hvor partikulært materiale sedimenterer.

Omsetning av organisk materiale i marine sedimenter

Omsetning av organisk materiale i sedimenter (figur 10) skyldes mikrobiell nedbrytning og konsum fra bentiske dyr. Hvor hurtig omsetningen er og hvor mye som brytes ned er avhengig av materialets sammensetning og en rekke miljømessige faktorer. Mikrobiell omsetning av organisk materiale skjer gjennom en sekvens av nedbrytningsprosesser og involverer en rekke forskjellige typer bakterier (Jørgensen 1983). Nedbrytningen innledes av bakterier som utskiller ekstracellulære enzymer som bryter ned komplekse organiske forbindelser til karbohydrater, aminosyrer og langkjedede fettsyrer. Oksygen diffunderer ned i sedimentet og nedbrytningen foregår aerobt (med oksygen). Med oksygen til stede nedbrytes det organiske materialet helt til karbondioksid. Ved høy mikrobiell aktivitet i sedimentet kan oksygenet som diffunderer ned i sedimentet forbrukes fortere enn det tilføres, og sedimentet blir anaerobt (uten oksygen). I slike sediment foregår nedbrytningen gjennom forskjellige prosesser. Fermentering produserer kortkjedede fettsyrer, alkoholer samt hydrogen som videre

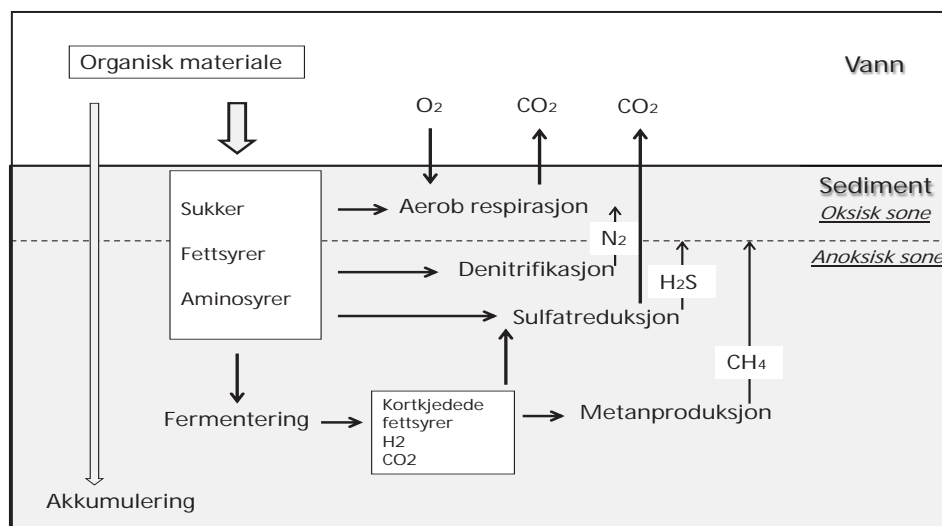
omdannes gjennom sulfatrespirasjon eller metanproduksjon. I anaerobe marine sedimenter vil det blant annet produseres hydrogensulfid.

Tabell 5. Målte og estimerte verdier av sedimentert partikulært organisk karbon nært bunnen, gitt som gram karbon per kvadratmeter i den oppgitte varigheten. Data fra poller er unnlatt.

Sedimentert POC gC/m²/ periode	Sted	Varighet mnd	Referanse
96	Fanafjorden	12	Wassmann 1984
107	Fanafjorden	12	Wassmann 1984
48	Vestfjorden	?	I Paetzel og Schrader 1992
24	Bunnefjorden	?	se Haugen og Lichtentaler 1991
8,9	Vestfjorden	?	se Haugen og Lichtentaler 1991
29-114	Indre Hardangerfjord	10	Varldemarsen et al. 2012
43	Skagerak	Estimat	Aure og Dahl 1994
41	Balsfjord	7 mnd	Riser et al. 2010
41	Uggdalsfjorden	12(16) mnd	Kutti et al. 2007
90	Fanafjorden	12 mnd	Aure et al. 1988
48	Austervoll	12 mnd	Aure et al. 1988
80	Fanafjorden	12 mnd	Aure et al. 1988
145	Austervoll	12 mnd	Aure et al. 1988
65	Austervoll	12 mnd	Aure et al. 1988
116	Langesundfjorden	12 mnd	Rygg et al. 1988
111	Frierfjorden	12 mnd	i Wassmann 1991
62	Frierfjorden	12 mnd	i Wassmann 1991
87	Breivikfjorden	12 mnd	i Wassmann 1991
74	Breivikfjorden	12 mnd	i Wassmann 1991
73	Kiskøy	12 mnd	Næs et al. 1990
88	Kiskøy	12 mnd	Næs et al. 1990
81	Kiskøy	12 mnd	Næs et al. 1990
14	Framvaren	12 mnd	Næs et al. 1988
22	Framvaren	12 mnd	Næs et al. 1988
106 (56-173)	Ytre Hardangerfjord	12(16) mnd	Bannister et al. In press 2014

Bentiske evertebrater øker omsetning av sedimentert organisk materiale ved å spise det organiske materialet og ved graveaktivitet (bioturbasjon). Bioturbasjon øker transporten av oksygen og nytt organisk materiale ned i sedimentet og eldre organisk materiale transporteres opp til overflaten til et aerobt miljø, som øker muligheten for at det blir nedbrutt.

Karbon fra terrestriske kilder består for en stor del av cellulose, hemicellulose, ligniner og andre strukturelle karbohydrater. Disse stoffene er tungt nedbrytelige i det marine miljø særs under anaerobe forhold. Under slike forhold kan de akkumuleres i lengre perioder. I en del norske fjorder er det økt innslag av refraktært, terrestrisk organisk materiale i sedimentene, hvilket kan gi høye karbon verdier i sedimentene uten at det er noen vesentlig mikrobiell aktivitet. Vi har ikke informasjon om hvor lenge dette blir lagret i sedimentet.



Figur 10. Figuren viser en forenklet beskrivelse av karbonnedbrytning i sediment. Når det er oksygen i sedimentet brytes det organiske materialet ned til karbondioksid (oksisk sone). Ved anoksiske forhold skjer omsetningen gjennom en sekvens av nedbrytningsprosesser og involverer en rekke forskjellige typer bakterier. Akkumulering av karbon i sediment kan finne sted hvis det organiske materialet inneholder refraktære komponenter.

Oksygenforbruk og remineralisering på bunn

Omsetningen av organisk karbon i og på sediment viser stor variasjon i kyst og fjord med verdier fra 12 til 38 gC/m²/år (tabell 6). En studie gjennomført i avsetningsområdet for fôrspill og fekalier fra et fiskeoppdrettsanlegg indikerer at dette sedimentet kunne remineralisere 1783 gC/m²/år før den mikrobielle aktiviteten avtok (tabell 6). Ved høyere organisk belastning avtok frigivelse av CO₂, og sedimentet akkumulerte blant annet hydrogensulfid. Dette indikerer at dypvannssedimenter (her 190 m) med tilgang på oksygenrikt vann kan respirere langt mer organisk karbon enn det som naturlig tilføres. Den årlige omsetningen av organisk karbon i og på sedimentet viser stor variasjon. I gjennomsnitt var respirasjonen 28 gC/m²/år, som representerer en omsetning, justert for areal til kyst og fjord (se under), på 1.0 millioner tonn organisk karbon/år.

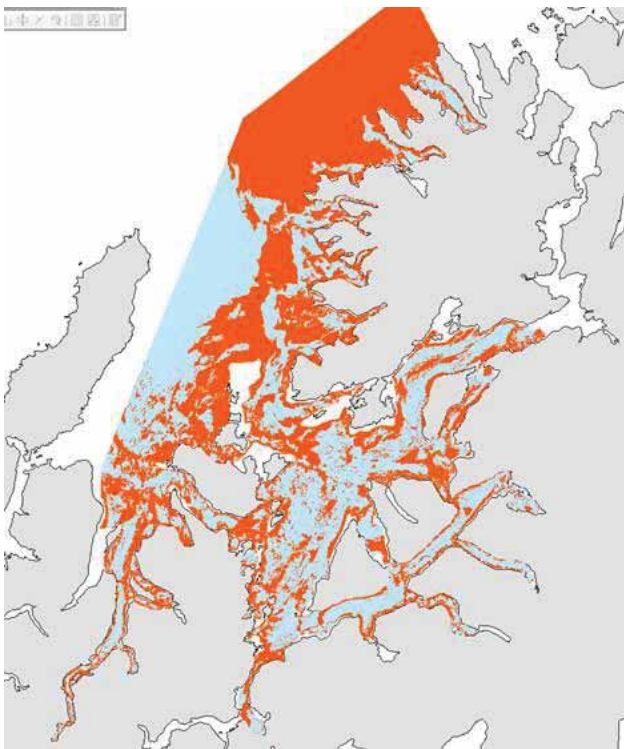
Tabell 6. Årlig omsetning av organisk karbon i og på sedimentet.

Rate gC/m ² /år	Sted	Dyp	Ref
32	Fanafjorden	60	Wassmann 1984
38	Fanafjorden	90	Wassmann 1984
12.2-18.8	Oslofjorden	99	Haugen og Lichtentaler 1991
1783*	Hardangerfjorden	190	Valdemarsen et al. 2012
26	Ytre Hardangerfjord	170	Bannister et al. In press 2014

*Under fiskeoppdrettsanlegg, estimert årlig terskel (daglig 4.9 gC/m²) for mikrobiell nedbrytning av tilført partikulært organisk materiale på 190 m dyp og ved 8 grader C. Høyere belastning hemmet mikrobiell nedbrytning med nedsatt CO₂ produksjon i sedimentene og akkumulering av TH₂S, DOC og NH₄⁺.

Akkumulering av organisk karbon i sedimenter

For å kunne estimere hvor mye organisk karbon som lagres i sedimentene i kyst og fjord må vi kjenne årlige akkumuleringsrater og hvor stor andel av kyst og fjordbunnen som er dekket av sedimenter. NGU har kartlagt sedimentasjonsmiljø over 3500 km² av kyst og fjord i Sør-Troms (<http://www.ngu.no/no/hm/Hav-og-kyst/Havbunn/Kontinentalsokkel/Havbunnkart>), og resultatene viser at 47 % av det kartlagte området var sedimentasjonsområde (figur 11). Det kartlagte området dekker om lag 5 % av det som defineres som kyst og fjord i denne rapporten. Selv om andelen sedimentasjons- / erosjonsområde kan avvike for resten av arealet i kyst og fjord, er dette vårt beste datagrunnlag og vi velger å ekstrapolere verdiene til hele arealet av kyst og fjord. Dette indikerer at 35 913 km² av bunnen i kyst og fjord består av sedimenter.



Figur 11. Fordeling av akkumulasjons- og erosjonsområder i 12 kommuner i Sør-Troms. Det kartlagte området dekker om lag 3500 km² som fordeles med 53 % erosjon (rødt) og 47 % akkumulasjon (blått). Modellering og data: Sigrid Elvenes NGU.

Fordeling av terrestrisk og marint organisk karbon i sedimentet i Trondheimsfjorden er undersøkt av Faust et al. (innsendt). De undersøkte forholdet mellom karbon og nitrogen (C:N) og stabile isotoper av organiske karbon ($\delta^{13}\text{C}$) i 60 prøver som var jevnt fordelt i fjordsystemet. Resultatene viser at marint organisk karbon dominerer i sedimentet ved munningen til fjordsystemet (C:N = 8.8-11.6, $\delta^{13}\text{C}$ = -22 til -22.7) med gradvis økende innslag av terrestrisk organisk karbon i sedimentet innover fjorden. Mest terrestrisk karbon ble påvist ved elvemunninger (C:N = 13-19, $\delta^{13}\text{C}$ = -23.8 til -26). Disse funnene er i overensstemmelse med undersøkelser fra Lysefjorden/Høgsfjordsystemet (se under) og andre landområder med fjorder (Bertrand et al. 2012, Sepulveda et al. 2011).

Husum og Alve (2006) undersøkte kjerneprøver fra ni fjorder på Skagerakkysten. Det eldste sedimentet (nederste del av kjerneprøve) fra de ulike lokalitetene ble datert fra 1973 til 1829.

Estimater av min/maks sedimentering innenfor og mellom stasjoner viste verdier fra 200 til 4300 gram per kvadratmeter per år ($\text{g/m}^2/\text{år}$), og med sedimentering fra 1.4 til 8.3 mm per år. Ut fra deres resultater har vi estimert minimum og maksimum akkumulering av POC (tabell 7). Estimaten viser stor variasjon med verdier fra 8 til 168 $\text{gC/m}^2/\text{år}$. Gjennomsnittlig minimums- og maksimumsverdi for alle stasjoner var henholdsvis 56 til 95 $\text{gC/m}^2/\text{år}$. Dersom vi justerer verdiene for antatt areal av sedimentasjonsområder i kyst og fjord vil det i gjennomsnitt akkumuleres fra 26 til 45 $\text{gC/m}^2/\text{år}$ i sedimentet i fjordene på Skagerakkysten. Vi kjenner ikke C:N forholdet til prøvene, men antar at terrestrisk karbon (tilførsel fra elvevann, lokal trevirke- og celluloseindustri) og lokalt lave oksygenforhold i bunnvannet bidrar til de høye akkumuleringsratene av karbon.

Tabell 7. Lokalitet, alder til sediment i kjerneprøve, akkumulering av sediment (SA, minimums- og maksimumsverdier) og akkumulering av partikulært organisk karbon (POC, minimums- og maksimumsverdier) i sediment. Data basert på Husum og Alve (2006).

Lokalitet	Alder	SA min ($\text{g/m}^2/\text{år}$)	SA maks ($\text{g/m}^2/\text{år}$)	POC min ($\text{gC/m}^2/\text{år}$)	POC maks ($\text{gC/m}^2/\text{år}$)
Topdalsfjord	1829-2003	300	1500	8	80
Groosefjord	1906-2003	400	1100	17	86
Sandnesfjord	1929-2003	1200	1200	52	66
Nordfjord (ST 52)	1760*-2003	200	900	10	61
Kragerøfjord	1958-2003	1800	1800	92	108
Håøyfjord	1946-2003	1500	1500	48	83
Langesundsfjord	1964-2003	3000	3000	75	108
Ærøydypet	1973-2003	4300	4300	146	168

Dolven et al. (2013) har undersøkt kjerneprøver fra flere lokaliteter i indre Oslofjord. Ut fra deres data har vi estimert akkumulering av organisk karbon for målinger gitt i tabell 8. Tre av fem kjerneprøver indikerer en årlig akkumulering av 14 til 16 $\text{gC/m}^2/\text{år}$ i sedimentet. De to resterende kjerner viser betydelig høyere verdier med en akkumulering av 39 og 60 $\text{gC/m}^2/\text{år}$. Justert for antatt sedimenteringsareal i kyst og fjord avtar ratene fra 7-8 til 28 $\text{gC/m}^2/\text{år}$. Vi kjenner heller ikke C:N forholdet til kjerneprøvene i denne undersøkelsen.

Tabell 8. Kjerneprøve id, år som grunnlag for estimat, sedimentering (Sed, g), partikulært organisk karbon (POC %), akkumulering av partikulært organisk karbon i sedimentet (POC, $\text{gC/m}^2/\text{år}$). Data basert på Dolven et al. 2013.

Kjerne id	År	Sed (g)	POC %	POC ($\text{gC/m}^2/\text{år}$)
Ep1	2000	450	3.1	14
Cp3	2007	500	3.1	16
Bunn 18x	2000	370	3.9	14
Cj3	2008	1300	3	39
Im4x	2006	2500	2.4	60

Paetzel og Schrader (1992) rapporterte akkumuleringshastigheter av organisk karbon fra kjerneprøver fra Barsnesfjorden. Denne fjorden er uten oksygen i bunnvannet. De fant at 40-80 gC/m² ble lagret i sedimentet hvert år i løpet av de siste 80 år. De fant også at mer enn 90 % av karbonet var av marint opphav. Den høye andelen av marint karbon i sedimentet i Barsnesfjorden indikerer liten tilførsel av terrestrisk karbon fra vannmagasinene, noe som kan skyldes at terrestrisk karbon sedimenteres i vannmagasinene.

Wassmann (1985) undersøkte akkumulering av organisk karbon i en kjerneprøve fra Skagerak. Han fant at innholdet av partikulært organisk karbon avtok fra 1.7 % (% tørrvekt) i overflaten til 0.6 % seks meter nede i sedimentet (ca 11 000 år siden). Forholdet mellom karbon og nitrogen (~7.3 % av tørrvekt) indikerte at dagens kilde til organisk karbon i Skagerak er hovedsakelig marint materiale (C:N < 10, Muller og Suess 1979). Det ble akkumulert 16-17 gC/m²/år i overflatesedimentet, og justert for areal til kyst og fjord utgjør dette 8 gC/m²/år. Dypere i sedimentet (>0.5 m, 1000 år og eldre) avtar verdiene til om lag 5 gC/m²/år. Nåtidens høyere lagring av POC i sedimentet forklares delvis av høyere sedimenteringshastigheter (nå ca 1.5 mm/år mot 0.6-0.7 mm/år de etterfølgende ~8500 år) som bedrer forholdene for preservering av organisk karbon (se referanser i Wassmann 1985). Dette indikerer at økt ny produksjon og sedimentering, (for eksempel gjennom kontrollert oppstrømning av næringsrikt vann) kan øke lagring av organisk karbon i sedimentet, men mekanismene og ratene for dette bør klargjøres.

I dette prosjektet har vi tatt kjerneprøver fra indre og midtre del av Lysefjorden, samt ytre del av Høgsfjorden. Resultatene viser avtagende innhold av organisk karbon fra indre del av Lysefjorden til den mer kystnære Høgsfjorden, med gjennomsnittlige verdier 3.6, 3.1 og 2.7 % (% av tørrvekt). Gjennomsnittlig C:N forhold (% av vekt) avtok fra indre del av Lysefjorden til Høgsfjorden med verdiene 15, 12.2 og 9.3. Dette viser at andelen av terrestrisk karbon i sedimentet avtar fra indre del av Lysefjorden til ytre Høgsfjorden, og at organisk karbon i sedimentet i Høgsfjorden er hovedsakelig av marint opphav. I gjennomsnitt sedimenterte 3.7 kg/m²/år i indre del av Lysefjorden, 1.2 kg/m²/år i midtre del av Lysefjorden og 1.1 kg/m²/år i Høgsfjorden i perioden ~1980 til 2013. Mengden organisk karbon som akkumuleres i sedimentet fra indre Lysefjorden og ut til midtre Høgsfjorden er da anslagsvis 133, 37 og 33 gC/m²/år. Justert for andel sediment og hardbunn i kyst og fjord (NGU data, se over) gir dette henholdsvis 63, 17 og 16 gC/m²/år.

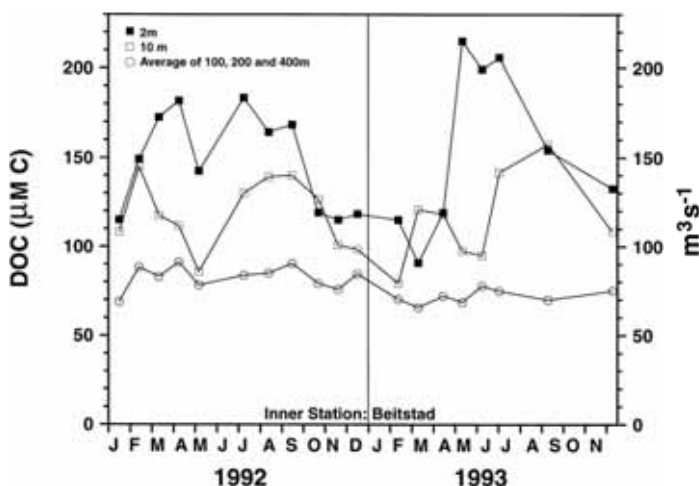
For å antyde mengden organisk karbon av marint opphav som sedimenteres i kyst og fjord velger vi å ekstrapolere dataene fra kjerneprøven i Høgsfjorden. I denne kjernen avtok organisk karbon fra 3.1 til 2.4 % fra overflaten og ned til 15.5 cm i sedimentet (ca 100 år tilbake i tid). Dypere i sedimentet var andelen av organisk karbon stabilt. Gitt at de ytre faktorene har vært stabile de siste ~150 år kan vi anta en lagring av 2.4 % av det marine organisk karbonet som sedimenteres. Dette gir en akkumulering av 27 gC/m²/år, som justert for sedimenteringsareal i kyst og fjord gir 13 gC/m²/år. Dette gir en årlig akkumulering av organisk karbon i sedimentene til kyst og hav på 1.0 millioner tonn. Dette tallet er sannsynligvis noe høyt da et rent marint sediment forventes å ha et noe lavere C:N forhold, men som estimat over total akkumulering av organisk karbon i sediment er det lavt. Dette

fordi estimatet i liten grad inneholder akkumulering av terrestrisk karbon og estimatet inneholder sannsynligvis ikke karbon fra stortare. Det er behov for langt flere kjerneundersøkelser av sedimentet i kyst og fjord for å bedre bestemme hvor mye organisk karbon som akkumuleres i sedimentet.

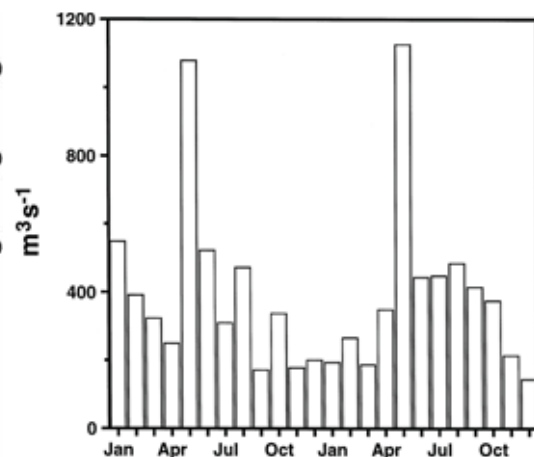
2.3.6 Omsetning av oppløst organisk karbon i vannmassene

Nedbrytbarheten av organisk materiale i vann vil variere fra tilsynelatende stabilt til svært biologisk omsettbart. Mellom disse ytterpunktene befinner det seg et kontinuerlig spektrum av omsetningshastigheter. Det er likevel vanlig og praktisk å operere med klasser basert på nedbrytbarhet, som kan karakteriseres ved turnover (omsetningshastighet/konsentrasjon). I Norskehavet og Grønlandshavet viser vinterverdien for løst organisk materiale gjennom vannsøylen at de labile fraksjonene er helt brutt ned på slutten av vinteren (Børsheim og Myklestad 1997, Børsheim 2000). I løpet av våroppblomstringen akkumulerer løst organisk materiale, og mengden som akkumulerer tilsvarer omtrent 50 % av primærproduksjonen. Den bakterielle nedbrytningen holder med andre ord ikke tritt med produksjonen, og først ut på høsten begynner konsentrasjonen å synke, dels som følge av biologisk nedbrytning, dels som følge av omveltning i vannmassene (Børsheim 2000). Den samme sekvensen finner vi også i Trondheimsfjorden (figur 12).

Vannprofiler fra to stasjoner i Trondheimsfjorden ble undersøkt for konsentrasjon av løst organisk karbon hver måned i løpet av 1992 og 1993 (Børsheim et al. 1999). Akkumuleringen av løst organisk karbon løpet av våren og sommeren representerer over 100 $\mu\text{M C}$ på den indre stasjonen (figur 12), noe mindre ute i den sentrale Trondheimsfjorden. Det er med andre ord store lokale variasjoner, og tilførselen av ferskvann er en viktig faktor i denne variasjonen (figur 13).



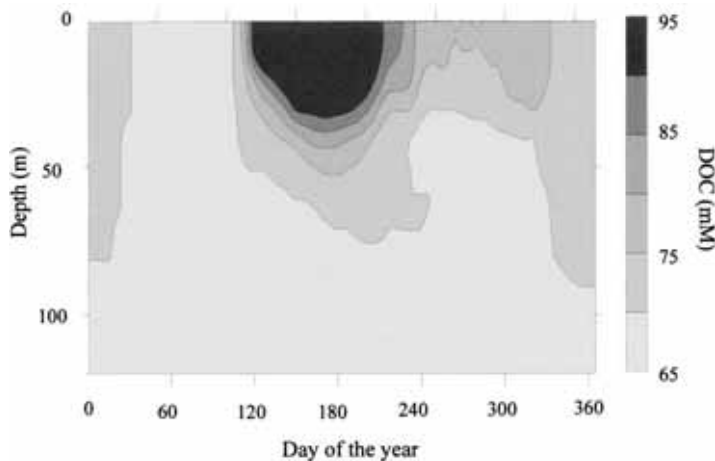
Figur 12. Årsvariasjon i løst organisk karbon i det indre av Trondheimsfjorden ved 2 og 10 m, samt gjennomsnittet av 100, 200 and 400 m (fra Børsheim et al. 1999).



Figur 13. Daglig gjennomsnitt avrenning fra de seks største elvene som drenerer til Trondheimsfjorden i 1992-93.

I store deler av Norge vil elvevannet være fattig på løst organisk materiale, men i Trøndelag er mange av elvene humøse, og for eksempel Gaula vil inneholde 270 – 480 $\mu\text{M C}$ (Saksgård og Schartau 2010). Dette er ca dobbelt så høyt som total mengde løst organisk materiale i

overflatevannet i Trondheimsfjorden om sommeren. For karbonbudsjettet vil det imidlertid være avgjørende hvorvidt humus i ellevannet er langsomt eller hurtig tilgjengelig for nedbryting. I mangel av lokale studier kan vi støtte oss på en del studier av elvene som drenerer til Polhavet. Det er vist at 30-40 % av terrestrisk organisk materiale som tilføres Polhavet kan klassifiseres med en nedbrytningstid på uker til noen få måneder (Amon et al. 2012).



Figur 14. Modellert oppløst organisk materiale i Bonne Bay, en fjord på vestkysten av Newfoundland (fra Tian et al. 2001).

Med de variasjonene som fjordene utviser vil det være nyttig å analysere dynamikken ved hjelp av økosystemmodeller som for eksempel NORWECOM slik den har vært brukt i Hardangerfjorden (Skogen et al. 2009). Imidlertid har denne modellen ikke bygget inn nedbrytning som dynamisk komponent, og for analyse av disse prosessene vil kreve modeller som inkorporerer bakteriell dynamikk. Tian et al. (2001) og utviklet for eksempel en slik modell for anvendelse i estuarier på høye breddegrader. Et viktig aspekt ved omsetningen av løst organisk karbon som modellen til Tian et al. (2001) fanger opp, er at en del av det organiske materialet som akkumulerer om sommeren blandes ned til dypere lag om høsten og vinteren (figur 14). Dette er vist å være en viktig prosess i Grønlandshavet (Børsheim 2000), og vil også gjelde i fjordene. I modellen for Bonne Bay der primærproduksjonen var $11.9 \text{ mmol C/m}^2/\text{år}$ ble denne nedblandingen estimert til ca $0.7 \text{ mmol C/m}^2/\text{år}$, og bakterieproduksjonen til $1.75 \text{ mmol C/m}^2/\text{år}$.

I budsjettet for uorganisk karbon er det ikke primært bakterieproduksjonen som er den relevante variabelen, men respirasjonen, det vil si hvor mye av konsumert organisk karbon som frigis som CO_2 . Imidlertid finnes det svært få direkte målinger av bakteriell respirasjon i akvatisk miljø, men det finnes en god del målinger av bakterieproduksjon. Den enkleste vei utenom dette problemet er å anta at respirasjon er en konstant fraksjon av cellens karbonomsetning. Dette er en forenkling som man vet er feil, og til og med gjennomsnittsverdien er diskutabel, men en verdi tilsvarende en veksteffektivitet på 0,3 er et rimelig anslag (Børsheim 2000). Det vil si at for hvert mol organisk karbon bakteriene konsumerer, produserer de 0.3 mol bakteriebiomasse og 0.7 mol CO_2 .

I kildene til brakkvannet er det ellevannet som har størst variasjon når det gjelder innhold av organisk materiale (tabell 9). Mer detaljert kunnskap om lokale kilder med hensyn til mengde

organisk materiale og variasjon i labilitet vil gi bedre presisjon i estimater av omsetning i karbonsyklus i hver enkel fjord.

Tabell 9. Tentativ klassifisering av organisk materiale i vann. Konsentrasjoner i mikromolar karbon ($\mu\text{M C}$).

	Stabilt, turnover 500-5000 år	Semilabilt, turnover 1 uke- 1 år	Labilt, turnover mindre enn 1 uke
Sjøvann, overflate, sommer	30-40	10-60	0-10
Sjøvann, overflate, vinter	30-40	10-20	0-1
Sjø, dypvann	30-40	0-1	<0,1
Elver, normale	0-50	0-100	0-100
Elver, humøse	50-200	50-200	0-50

2.3.7 Adveksjon av organisk karbon langs kysten og i fjorder

Vi har god kjennskap til de drivende krefter for vannbevegelse i kyst og fjord (tidevann, vindforhold, tetthetsdrevet strøm, opp/ned strømming, osv, se Sætre et al. 2007, Andersen et al. 2012), men vi har i liten grad kvantifisert om fjorder er netto importører eller eksportører av næringssalter og/eller biomasse. Dette er meget avhengig av vannutskiftning og forholdet mellom arealet over terskel og volumet til fjorden. Da det er forskjeller i topografi og oppholdstid til de ulike vannmasser, vil det kreve en betydelig innsats å klargjøre adveksjon og sedimentering av organisk karbon for alle våre fjorder.

Aksnes et al. (1989) undersøkte vannutskiftningens betydning for bæreevnen i Masfjord. Resultatene indikerte at planteplanktonet vokste så hurtig at de dominerte biomassen, selv under perioder med høy vannutskiftning over terskelen. Imidlertid er dynamikken og utbredelsen av planteplanktonet nært knyttet til vannutskiftning i Lysefjorden (Aure et al. 2007, Erga et al. 2012). I Masfjorden syntes vind å være hovedfaktoren til utskiftning av intermediære vannmasser og variasjon i vindforholdene (styrke, retning og varighet) ga variasjon av mengden ny produksjon i fjorden, med påfølgende variasjon i bæreevne for høyere trofiske nivåer (Aksnes et al. 1989). Det ble også vist at en stedbunden konsument var sterkt avhengig av advektert dyreplankton. Dynamikken av dyreplankton i Ullsfjord, Balsfjord og Malangen synes å ha en avgjørende rolle for karbonsyklus (Reigstad et al. 2000), hvor graden av påvirkning er avhengig av koplingen av hav-kyst gjennom adveksjon av dyreplanktonet. Det er også vist at forekomst av dyreplankton (*Calanus finmarchicus*) i Korsfjorden er sterkt påvirket av adveksjon (Matthews og Heimdal 1980) mens utviklingen av samme populasjon er mer påvirket av indre prosesser i Lindåspollen (Aksnes og Magnesen 1983). Utskiftning av bunnvann kan påvirke produksjonsbetingelsene i fjorder og kan medføre variasjon i sammensetning av arter og biomasse mellom år (Lie et al. 1983).

2.3.8 Stortareproduksjon og sedimentering

Vekst hos tang og tare

Tang og tare utgjør hovedparten av makroalger på vår breddegrader, og står globalt for om lag 10 % av den marine primærproduksjonen. Makroalger vokser i et smalt belte langs kystlinjen

fra øvre fjæresone og ned til hvor det er nok lys for netto fotosyntese (kompensasjonsdypet). Kompensasjonsdypet i klart kystvann i Norge er rundt 30 meters dyp. Vekst og utvikling av makroalger er avhengige av tilgjengeligheten på løste næringssalter i sjøvannet. Stortare (*Laminaria hyperborea*) begynner å utvikle det nye bladet tidlig på vinteren når lysintensiteten er under kompensasjonspunktet for netto fotosyntese. Stortareplantene har vekstsesong fra januar til juni. Perioden med lav vekst hos tareplanter sammenfaller med den perioden på året da det er lite tilgjengelige næringssalter (nitrogen) i vannet, men styres hovedsakelig av 'indre klokker' som responderer på lange dager (oppsummert i Bartsch 2008). Nye planter (1 åringer) forsetter å vokse gjennom hele den første sommeren (Sjötun et al. 1996). Eksperimentelle studier viser at stortare har de høyeste vekstratene i mars og april (Abdullah and Fredriksen 2004). Et generelt trekk ved tareartene er at de har lav vekst om sommeren og lagrer energien som karbohydrater til påfølgende vintervekst og reproduksjon. (Sjötun and Gunnarsson 1995, Gevaert et al. 2001). Stortare har høyt innhold av nitrogen i vevet i vekstsesongen (vinter/vår) og lavt i perioden med liten vekst (sommer). Dette indikerer et opptak av nitrogen gjennom hele vinteren og et særlig høyt innhold om våren indikerer at plantene lagrer nitrogen til bruk utover våren når konsentrasjonene i vannet avtar (Sjötun et al. 1996).

Produksjon i marin fastsittende vegetasjon

Den største primærproduksjonen finner vi i tareskogene som finnes på kysten fra Vestlandet og nordover. Det er hovedsakelig stortare som danner tareskogene langs norskekysten, med innslag av de andre tareartene slik som fingertare, sukkertare, draughtare og butare. I bølgebeskyttede områder på kysten og i fjordene, kan sukkertare være den dominerende arten og være et viktig bidrag til primærproduksjonen. De største forekomstene av stortare finner en i Møre og Romsdal og på Trøndelagskysten, der plantene kan bli 3- 4 meter høye, mens de i Skagerrak sjelden bli mer enn 1 meter høye (Sjötun and Fredriksen 1995). Konsentrasjonen av tareplanter kan variere fra 3 til 21 voksne planter og fra 9 til 24 ungpplanter per m² (Sivertsen 1997), og maksimal stående biomasse per kvadratmeter kan være opptil 30-40 kg våtvekt/m² (Sjötun et al. 1997). Stortareskogen dekker et areal på 5900 km² med en estimert biomasse på 50 millioner tonn våtvekt (Steen 2013). Estimert årlig produksjon i tareskog varierer fra 1000 til 3000 g karbon per m² (Abdullah and Fredriksen 2004, Sjötun et al. 1996, Mann 1972 a, b).

Tabell 10. Biomasse og produksjon av stortare, tang og ålegress langs norskekysten.

Art/gruppe	Stående biomasse på norskekysten våtvekt	Estimert produksjon g/C/m ² /år	Estimert produksjon på norskekysten tonnC/m ² /år	Referanser
Stortare (<i>L. hyperborea</i>)	50 millioner tonn	1000 - 3000	10 millioner	Abdullah & Fredriksen 2004, Sjötun et al. 1995, Sjötun et al. 1996, Steen H. 2013
Tang	Ingen data	500-1000	0.4 millioner	Mann and Chapman 1975
Vanlig ålegress (<i>Zostera marina</i>)	Ingen data	4.5-540	Ingen data	Thayer & Adams 1975

Ålegress, sukkertare og andre makroalger er også primærprodusenter i kystsonen, men vi kan ikke estimere denne produksjonen da vi mangler tall på både biomasse og data om årlig produksjon under norske forhold. Våre tangarter er vanlige langs hele kysten og danner et belte fra øverste del av tidevannsonen og ned til øverste del av sjøsonen. Det er stor usikkerhet knyttet til primærproduksjonen tangbeltet gir, men vi gir her et eksempel på en slik beregning. Fra Rogaland og innover i Skagerrak det er liten forskjell mellom flo og fjøre og tangbeltet utgjør en smal stripe (0.5-1 meter bredt). I grunne områder i Nord-Norge, hvor tidevannsforskjellen er stor kan tangbeltet være over femti meter bredt. Tangbeltet vil også variere med topografien slik at et bratt svaberg har en smal sone, mens flate svaberg gir breiere soner. Et estimat kan gis ved å beregne 83 000 km kystlinje og anta en middelverdi på 5 meter bred sone langs hele kysten. Estimert årlig produksjon for tang er 500-1000 g/C/m²/år (Mann & Chapman 1975), noe som anslagsvis vil tilsvare en produksjon opp til 0.42 millioner tonn per år. Lokalt i områder med breie tangbelter kan denne produksjonen gi et betydelig bidrag.

Omsetning av karbon fra tareskog

Vi har mest kunnskap om omsetning av organisk karbon fra studier i stortareskog. Det er få dyr som beiter direkte på tare, derfor vil karbon fra tareskog i hovedsak gå inn i de marine næringskjeden som løste karbonforbindelser eller som partikulært materiale når plantemateriale rives løs.

Når tareplantene vokser slippes det ut løste organiske forbindelser i vannsøylen (DOM, hovedsakelig karbohydrater). Disse løste forbindelsene går inn det marine kretsløpet som løst organisk karbon (DOC). Det meste av dette er lett omsettelig (1DOC) og vil raskt konverteres til løst uorganisk karbon (DIC) av det mikrobielle samfunnet i vannet (Azam et al. 1983). En del av de løste organiske forbindelsene vil være i form av uomsettelig løst organisk karbon (rDOC) som ikke vil bli nedbrutt av mikrobielt, men vil gå inn i havets karbonlager (se også avsnittet «omsetning av oppløst organisk karbon i vannmassene»).

Beregninger viser at opptil 40 % av karbonet som blir assimilert av tareplanter kan slippes ut i form av DOC (Wada et al. 2007, Abdullah & Fredriksen 2004) og at 15 % av dette kan være tungt uomsettelig (rDOC) (Wada et al. 2008), mens resten går inn i det mikrobielle kretsløpet. Eksperimentelle studier av stortare viser i gjennomsnitt at om lag 26 % av det bundne karbonet slippes ut i form av DOC (Abdullah and Fredriksen 2004). Stortareskog produserer store mengder partikulært organisk materiale (POM) i form av gamle blader som eroderes vekk, tareplanter som dør eller løsner fra substratet under for eksempel stormer. Stortarebladet skiftes ut hvert år, ved at et nytt blad vokser ut under det gamle. Bladet på tareplanten utgjør om lag 25 % av planten (Steen m.fl. 2012), og vi kan dermed estimere at om lag 1 million tonn organisk karbon i form av gamle blad fra tareskog går inn i den bentiske marine næringskjeden hvert år. I tillegg vil det også være hele planter som løsner ved stormer. I år med høye sjøtemperaturer på seinsommeren har det vært observert at uvanlig mye tareplanter løsner om høsten (Husa et al. 2007). Hvor mye organisk materiale slik løsrevet tareskog utgjør vil dermed variere fra år til år alt etter stormfrekvens og styrke, og i tillegg også sannsynligvis med temperaturstress.

Stortareplantene er dekket av bakterier. Bakteriene kan nytte ulike former for karbonforbindelser som skilles ut fra cellene i form av mucus (slim) eller løste organiske karbonforbindelser (Bengtsson et al. 2011). Disse bakteriene spiller trolig en viktig rolle i omsetning av karbon fra levende algemateriale, da de blir mat for heterotroft picoplankton i tareskogen og gjør karbonforbindelser fra tare lettere fordøyelig for større arter (Norderhaug 2003).

Partikulært organisk materiale fra tareskogen vil normalt raskt omsettes, nedbrytes eller transporteres ut av området. Trofiske studier av næringsnettet i en tareskog viser at en rekke dyr nyter godt av karbonforbindelser fra tareskog. Få dyr beiter direkte på tare, det finnes noen sneglearter som beiter og lager dype spor i tareplantene og noen krepsdyr som graver seg inn og spiser av stilken. Makrobeitere som kråkeboller spiser hele tareplanten og kan gjøre stor skade i tareskog (oppsummert i Bartsch 2008). Store mengder tare kan brytes løs under stormer, men også fra frisk tareskog brytes det hele tiden av småbiter av tare ved bølgeaktivitet. Noe av de friske tarefragmentene kan bli spist direkte, men i hovedsak omsettes dette materialet ved hjelp av mikroorganismer. Bakterier gjør det partikulære tarematerialet tilgjengelig for filterfødere eller kan bli beitet av meiofauna (oppsummert i Bartsch 2008) før de ender opp i høyere trofiske nivåer som krepsdyr og snegl (Norderhaug 2003), og videre til fisk og sjøfugl (Duggins m. fl. 1989, Fredriksen 2003).

Løsrevet tare kan vaskes i land, omsettes i tareskogen eller fraktes ut av tareskogen med bølger og strøm. Løsrevet tare brytes ned av mikroorganismer eller konsumeres av små dyr som krepsdyr og børstemark. Store mengder løsrevet tare kan samles i kløfter eller i groper op bunnen. Studier av en slik tareakkumulering i Hvitehavet (2000 m² og 2 meter tykk) som har eksistert i mer enn 20 år viste at denne bestod tre lag med henholdsvis et bredt øvre lag med frisk tare med et yrende liv av nedbrytere og dyr som livnærte seg av disse, et lag med sammenpresset eldre tare som var dekket av blågrønnbakterier og nederst et smalt anoksisk lag tare (Tzvetlin 1997). Studier av nedbrytning av dødt tare materiale viste at 54 % lekket ut som løste karbonforbindelser, 21-43 % ble omdannet til bakteriebiomasse, mens de resterende var relativt uomsettelig og ble bare langsomt brutt ned (Robinson et al. 1982).

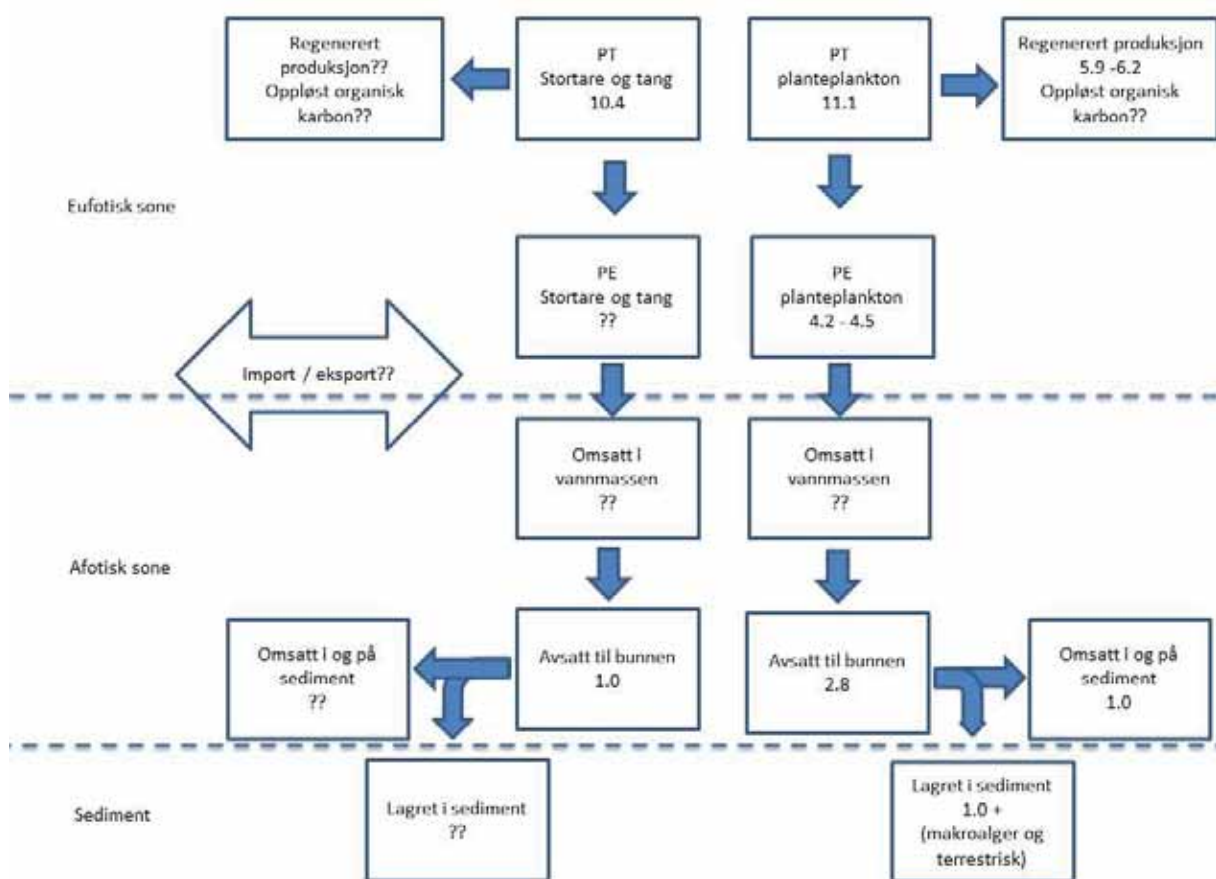
2.4 Karbonsyklus og budsjett for kyst og fjord

Karbonets syklus i kyst og fjord er mangfoldig og datagrunnlaget for uorganisk- og løst organisk karbon er ikke tilstrekkelig for å skissere et budsjett. Under har vi indikert et budsjett for partikulært organisk karbon basert på planteplankton og makroalger (figur 15). Vi har betydelig mer data for karbonsyklusen i de frie vannmasser (planteplankton) sammenlignet med fastsittende marine planter.

Kyst og fjord tilføres 0.66 millioner tonn terrestrisk organisk karbon med elvevann. Vi kjenner ikke omsetningen av dette i vannmassen og terrestrisk karbon er ikke inkludert i figuren. Undersøkelser viser en høy andel av terrestrisk karbon i sedimentet nært elveutløp og avtakende innhold med økt avstand fra kilde. Relativt mye terrestrisk karbon i sedimentet nært elveutløp, samt at terrestrisk karbon inneholder tungt nedbrytbart stoffer (som lignin og cellulose), indikerer at denne kilden sedimenterer til bunn og akkumuleres i sedimentet.

Vi har estimert en årlig primærproduksjon i de frie vannmasser tilsvarende 11.1 millioner tonn organisk karbon i kyst og fjord. Noe over halvparten av denne produksjonen fortæres på stedet, og andelen ny produksjon er estimert til 4.2-4.5 millioner tonn karbon. Vi har estimert primærproduksjonen fra stortare og tang til 10.4 millioner tonn organisk karbon. Vi kjenner ikke andelen regenerert produksjon hos stortare. Den totale primærproduksjonen i kyst og fjord er høyere da vi ikke har estimert produksjonen for andre makroalger som sukkertare, fingertare, ålegress, etc. Vi har heller ikke inkludert produksjonen av løst organisk karbon i estimatet. Denne andelen kan utgjøre opptil 40 % av primærproduksjonen.

Vi har ikke tilstrekkelig med data til å kvantifisere andelen av det organiske karbonet som brytes ned av mikrober, beites eller oppløses ettersom det organiske materiale synker ned gjennom vannmassen. Vi kjenner heller ikke andelen av tang og tare som omsettes innen den når bunn. Vi har ikke tilstrekkelig med data til å kvantifisere netto import eller eksport av organisk karbon i kyst og fjord.



Figur 15. Tentativt karbonbudsjett til partikulært organisk karbon fra plateplankton og stortare og tang i kyst og fjord. Tall i millioner tonn. Tilførsel av terrestrisk partikulært organisk karbon (0.66), fra fiskeoppdrett (0.06) og fra industri (0.006) er ikke inkludert i figuren. PT = total primærproduksjon og PE = ny produksjon.

Vi har estimert en årlig sedimentering av 2.8 millioner tonn organisk karbon fra de frie vannmasser i kyst og fjord (e.g. planteplankton). Dette estimatet er usikkert, delvis fordi arealet til sedimenterende partikler er ekstrapolert og det er tvilsomt at sedimentasjons-

målinger fanger opp detritus fra av makroalger. Makroalger (tang og tare) forekommer på et lite areal av kyst og fjord (~8 %, 5900 km). Sedimenterende planter (storm, alder, høy temperatur, etc.) eller fragmenter (blader) vil sannsynligvis akkumuleres lokalt. Vi har estimert en avsetning av 1 millioner tonn organisk karbon fra stortareblader til sedimentet.

Vi har estimert en årlig remineralisering av 1.0 millioner tonn organisk karbon i og på sedimentet. Dette estimatet er basert på organisk karbon fra de frie vannmasser. Vi kjenner ikke andelen av makroalger som remineraliseres i og på sedimentet.

Vi har estimert en årlig lagring av 1.0 millioner tonn marint karbon fra de frie vannmasser i sedimentet. Dette estimatet er ekstrapolert fra en kjerneprøve og er usikkert av den grunn. Vi kjenner ikke andelen organisk karbon fra makroalger eller fra land (terrestrisk karbon) som akkumuleres i sedimentet.

2.5 Antropogene bidrag til karbonomsetning i kyst og fjord

Kyst og fjord ble tilført 0.66 millioner tonn partikulært organiske karbon med ellevann. Dette fremgår i denne rapporten som naturlig tilførsel, men det er sannsynlig at erosjon som følge av jordbruk er medvirkende. Vi har inkludert antropogene utslipp av nitrat og ammonium da dette normalt er byggesteiner til organisk karbon når vannmassen er lagdelt og det er tilstrekkelig med lys. Vi har også inkludert utslipp fra kloakk, industri, fiskeoppdrett og jordbruk.

Det er estimert et utslipp av 0.006 millioner tonn organisk karbon fra industri (Skarbøvik m. fl 2012) og 0.06 millioner tonn organisk karbon fra fiskeoppdrett (Fisken og havet 2012/2). Vi har ikke funnet data over utslipp av organisk karbon fra kloakk, men renseanlegg fjerner om lag 90 % av partikler og 60-75 % av det organisk materiale.

For 2011 er det estimert en total tilførsel av 5 900 tonn nitrat og 48 300 tonn ammonium til norske fjorder og kyst (Skarbøvik m. fl 2012). Fordelt på utslippskilder tilføres 600 tonn nitrat og 9 100 tonn ammonium fra kloakk og 100 tonn nitrat og 1 800 tonn ammonium fra industri og 5 200 tonn nitrat og 37 500 tonn ammonium fra fiskeoppdrett. Tallet over totale tilførsel til kyst og fjord er noe høyt da andelen løst nitrogen sannsynligvis er overestimert for fiskeoppdrett (se Fisken og Havet 2/12). Rapportert nitrogenutslipp for 2011 fra fiskeoppdrett er 10 920 tonn løst nitrogen (Fisken og Havet 2-12). Den totale mengden nitrogen tilført jordbruket i 2011 på 134 000 tonn, hvorav handelsgjødsel (kunstgjødsel) utgjorde om lag to tredeler (SSB 39/2012). Tilførsel fra jordbruk til kyst og fjord var om lag 29 000 tonn TOT-N (Teofil 2011, NIVA), men vi kjenner ikke andelen av nitrat og ammonium.

Vi har estimert potensialet for binding av organisk karbon i planteplankton fra tilført nitrat og ammonium. Kloakk representerer et bidrag på 0.06 millioner tonn, industri 0.01 millioner tonn og fiskeoppdrett 0.06 millioner tonn. Vi kjenner ikke andelen nitrat og ammonium tilført fra jordbruk. Vi kjenner heller ikke andelen antropogent nitrogen tilført fra atmosfæren. Til sammen utgjør kloakk, industri og fiskeoppdrett et potensial på 0.13 millioner tonn karbon. Her har vi ikke tatt hensyn til krav om tilstrekkelig lys for primærproduksjon, da vi ikke

kjenner fordeling av utslipp etter sesong. Gitt at utslippet er jevnt fordelt gjennom året er estimatet i størrelsesorden 30 % for høyt (justerer vi for dette tallet blir potensialet 0.09 millioner tonn).

De antropogene utslippene (ikke justert for sesong og uten bidrag fra jordbruk og atmosfære) utgjør da 0.20 millioner tonn karbon.

2.5.1 Fiskeoppdrett

Fiskefôr inneholder proteiner, fett og karbohydrater som kommer både fra marine og vegetabiliske kilder. Den vegetabiliske delen av fiskefôr har økt gjennom årene og utgjør nå normalt over 50 % av fôret. Proteinene i fiskefôr består av fiskemel og planteproteiner som kan utgjøre fra 20 til 100 % av proteinet avhengig av livsstadium og fiskeart. Planteproteinene kan komme fra proteinrike bønner, soya, lupin, erter og solsikke, hvete- og maisgluten (Matportalen.no). Mengden av fiskeolje varierer med livsstadium til fisken og fiskeart. I tillegg til fiskeolje tilsettes planteoljer som rapsolje ofte blandet med solsikkeolje og palmeolje. Fiskefôr som inneholder mye planteproteiner inneholder ofte mer karbohydrater, dessuten tilsettes karbohydrater til fôret for å få en god pelletkvalitet og hindre lekkasje av næringsstoffer, og mest brukt er hvete (Matportalen.no). Karbohydratene omsettes i liten grad i fisken og resten utskilles som en del av fekaliene. De vegetabiliske karbohydratene kan være tungt omsettelige i det marine miljø, men hvor lang tid de eventuelt vil kunne akkumulere i sediment er ukjent.

2.5.2 Vannkraftverk

Vannkraftverk endrer naturlig avrenning av ferskvann til kyst og fjord, slik at det blir et økt utslipp om vinteren og redusert utslipp om sommeren. Vannkraftverk påvirker derigjennom den naturlige sesongmessige tilførsel av næringssalter i kyst og fjordvann. Dette medfører at store mengder ferskvann renner ut i kystvannet om vinteren uten at næringssaltene kan tas opp i plateplankton som følge av lysbegrensning. Produksjonen vil dermed avta i fjorder med vannkraftverk. Endret ferskvannstilførsel kan også påvirke lagdeling, vanntransport, lysforhold, fordeling av dyreplankton, giftige alger (planteplankton), torskelarver, og makroalger i fjorder (se Kaartvedt 1984, Andersen et al. 2012, Husa et al. 2014 og del 3 i denne rapporten).

Som følge av oppdemning av Hafslovatnet i 1904 avtok sedimenteringen og akkumulering av organisk karbon i Barsnesfjorden med over 30 % fra 77-119 før 1904 til 48-91 gC/m²/år etter 1904 (Paetzel og Schrader 1992). Det ble ikke registrert en nedgang etter reguleringen av Veitastrondsvatn i 1982 ei heller etter den andre oppdemningen av Hafslovatn i 1983. Oppdemning øker oppholdstiden til vannet og kan medføre at næringssaltene brukes gjennom økt primærproduksjon i ferskvannet og dermed ikke tilføres fjorden (Paetzel og Schrader 1992).

2.5.3 Havforsuring

Økt antropogent utslipp av CO₂ til atmosfæren øker generelt opptaket av CO₂ i sjøvann, og resulterer i havforsuring. Havforsuring overvåkes i dag fra kystvannet og utover i åpne farvann (Chierici et al. 2011), og vi vet tilstrekkelig om karbonkjemi i åpent hav til at vi kan modellere troverdige framtidsscenarioer (Skogen et al. 2013). Som det framgår fra gjennomgangen om pCO₂, C_T, A_T og relaterte variable i fjord og kystvann, står vi i praksis fullstendig uten data som kan benyttes til å vurdere dagens status for forsuring i fjordene, og derved også uten muligheter til å vurdere utviklingen i framtiden.

2.6 Referanser

- Aas W, Hjellbrekke A, Hole L, Tørseth K. 2012. Avsetning av svovel og nitrogenforbindelser i Norge, 2007 – 2011. NILU OR 41/12
- 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 Marine Biology Association UK* 84:887–894.
- Aksnes D L, Magnesen T. 1983. Distribution, development, and production of *Calanus finmarchicus* (Gunnerus) in Lindaspollene, western Norway, 1979. *Sarsia*. 68:195-207
- Aksnes D L, Aure J, Kaartvedt S, Magnesen T, Richard J. 1989. Significance of advection for the carrying capacities of fjord populations. *Marine Ecology Progress Series*. 50:263-274
- Allredge A L, Silver M W. 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress in Oceanography*. 20:41-82
- Amon R M W. (2012) Dissolved organic matter sources in large Arctic rivers. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 94: 217-237.
- Andersen S, Strand Ø, Strand H K. 2012. Marin karbonfangst og matproduksjon. Rapport fra Havforskningen 25/12.
- Aure J, Ervik A S, Johannessen P J, Ordemann T. 1988. Resipientpåvirkning fra fiskeoppdrett I saltvann. *Fisken og Havet*. 94 pp
- Aure J, Dahl E. 1994. Oxygen, nutrients, carbon and water exchange in the Skagerrak basin. *Continental Shelf Research*. 145:965-977
- Aure J, Strand O, Erga S R, Strohmeier T. 2007. Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. *Marine Ecology-Progress Series*. 352:39-52
- Azam F, Fenchel T, Field J G, Gray J S, Meyerreil L A, Thingstad F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*. 10:257-263
- Baines S B, Pace M L. 1991. The production of dissolved organic-matter by phytoplankton and its importance to bacteria - patterns across marine and fresh-water systems. *Limnol. Oceanogr.* 36: 1078-1090
- Bannister R J, Valdemarsen T B, Hansen P K, Holmer M, Ervik A. 2014. Environmental impact of a well flushed fish farm located at a deep-water coastal site (Hardanger Fjord, Norway). *Aquaculture Environment Interactions*, In press
- Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F., Wiese, J. 2008. The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43: 1-86
- Bauer. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature* 12857.
- Beauvais S, Pedrotti M L, Egge J, Iversen K, Marrase C. 2006. Effects of turbulence on TEP dynamics under contrasting nutrient conditions: implications for aggregation and sedimentation processes. *Marine Ecology Progress Series*. 323:47-57
- Bech P A. 1982. Planteplankton og primærproduksjon i Ramfjorden og Tromsøysundet, 1980. Cand. real, thesis in marine biology. University of Tromsø.

- Bender M, Ellis T, Tans P, Francey R, Lowe D. 1996. Variability in the O-2/N-2 ratio of southern hemisphere air, 1991-1994: Implications for the carbon cycle. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 10: 9-21.
- Bengtsson M M, Sjøtun K, Storesund J, Øvreås L. 2011. Utilization of kelp derived carbon sources by kelp-associated bacteria. *Aquatic Microbial Ecology* 62: 191-199.
- Bertrand S, Huguen K A, Sepulveda J, Pantoja S. 2012. Geochemistry of the surface sediments from the fjords of Northern Chilean Patagonia (44-17°S): Spatial variability and implications for paleoclimate reconstruction. *Geochim Cosmochim Acta* 76: 125-146
- Bratbak G, Thingstad F, Heldal M. 1994. Viruses and the Microbial Loop: Biotic factors. *Microbial Ecology*. 28:209-221
- Bødtker G, Erga S R, Rey F. 1995. Primærproduksjonsforholdene i ytre Oslofjord. *Fisken og Havet* 27. 19 pp
- Børsheim K Y. 1979. Karbonsyklus og svovelsyklus i Sælvannet. Hovedfagsoppgave ved Institutt for Mikrobiologi og Plantfysiologi, Universitetet i Bergen, 169 sider.
- Børsheim K Y, Mykkestad S M. (1997) Dynamics of DOC in the Norwegian Sea inferred from monthly profiles collected during three years at 66°N 20°E. *Deep-Sea Research* 44:593-601
- Børsheim K Y, Mykkestad S M, Sneli J- A. (1999). Monthly profiles of DOC, mono- and polysaccharides in the Trondheimsfjord (Norway) during two years. *Marine Chemistry* 63:255-272
- Børsheim K Y (2000) Bacterial production rates and concentrations of organic carbon at the end of the growing season in the Greenland Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 21:115-123
- Castberg T, Larsen A, Sandaa R A, Brussaard C P D, Egge J K, Heldal M, Thyrrhaug R, van Hannen E J, Bratbak G. 2001. Microbial population dynamics and diversity during a bloom of the marine coccolithophorid *Emiliania huxleyi* (Haptophyta). *Marine Ecology Progress Series*. 221:39-46
- Chierici M, Sørensen K, Johannessen T, Børsheim, K Y, Olsen, Yakushev, A E Omar, A Blakseth, T A. Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av forurening av norske farvann. TA 2936/2012.
- Conan P, Sondergaard M, Kragh T, Thingstad F, Pujo-Pay M, Williams Pjlb, Markager S, Cauwet G, Borch N H, Evans D, Riemann B. 2007. Partitioning of organic production in marine plankton communities: The effects of inorganic nutrient ratios and community composition on new dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography* 52:753-765
- Dickson A G, Sabine C L, Christian J R. (2007) Guide to best practices for ocean CO2 measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.
- Dolven J K, Alve E, Rygg B, Magnusson J. 2013 Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecological indicators*. 29: 219-233
- Duarte C M, Cebrian J. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1758-1766
- Dugdale R C, Goering J J. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography*. 12:196
- Duggins D O, Simenstad C A, Estes J A. 1989. Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. *Science* 245: 170-173.
- Dypvik E, Rostad A, Kaartvedt S. 2012. Seasonal variations in vertical migration of glacier lanternfish, *Benthoema glaciale*. *Marine Biology*. 159:1673-1683
- Egge J K. 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentration? *Journal of Marine Systems*. 16:191-198.
- Eilertsen H C. Tåsen J P. 1984. Investigations on the plankton community of Balsfjorden, Northern Norway - the phytoplankton 1976-1978 - environmental-factors, dynamics of growth, and primary production. *Sarsia* 69:1-15.
- Eppley R W, Peterson B J. 1979. Particulate organic-matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature* 282:677-680
- Erga S R, Heimdal B R. 1984. ecological-studies on the phytoplankton of Korsfjorden, Western Norway - the dynamics of a spring bloom seen in relation to hydrographical conditions and light regime. *Journal of Plankton Research* 6:67-90

- Erga S R. 1989. Ecological-studies on the phytoplankton of Boknafjorden, Western Norway. 1. The effect of water exchange processes and environmental-factors on temporal and vertical variability of biomass. *Sarsia* 3:161-176.
- Erga S R. 1989. Ecological-studies on the phytoplankton of Boknafjorden, Western Norway. 2. Environmental-control of photosynthesis. *Journal of Plankton Research* 3:785-812
- Erga S R, Aursland K, Frette O, Hamre B, Lotsberg J K, Stamnes J J, Aure J, Rey F, Stamnes K. 2005. UV transmission in Norwegian marine waters: controlling factors and possible effects on primary production and vertical distribution of phytoplankton. *Marine Ecology-Progress Series*. 305:79-100
- Erga S R, Ssebiyonga N, Frette O, Hamre B, Aure J, Strand O, Strohmeier T. 2012. Dynamics of phytoplankton distribution and photosynthetic capacity in a western Norwegian fjord during coastal upwelling: Effects on optical properties. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 97: 91-103
- Faust J C, Knies J, Slagstad T, Vogt C, Milzer G, Giraudeau J. Submitted 2014. Geochemical composition of surface sediments in the Trondheimsfjord, central Norway: Sources and spatial variability as a basis for Holocene climate change studies.
- 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.
- Gašparović B, Plavšić M, Čosović B, Reigstad M. 2005. Organic matter characterization and fate in the sub-arctic Norwegian fjords during the late spring/summer period. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 62:95-107.
- Gevaert F, Davoult D, Creach A, Kling R, Janquin MA, Seuront L, Lemoine Y. 2001. Carbon and nitrogen content of *Laminaria saccharina* in the eastern English Channel: biometrics and seasonal variation. *Journal of Marine Biological Association UK*. 81: 727-734.
- Gobler C J, Hutchins D A, Fisher N S, Cosper E M, Sanudo-Wilhelmy S A. 1997. Release and bioavailability of C, N, P, Se, and Fe following viral lysis of a marine chrysophyte. *Limnology and Oceanography*. 47:1492-1504.
- Gundersen K R. 1953. Zooplankton investigationsd in some fjords in western Norway during 1950-1951. *Fisk. Dir. Skr. Ser. Hav-unders.* 10:1-54.
- Gran H H. 1902. Das plankton des Norwegischen Nordmeeres. *Rep. Norw. Fish. Mar. Invest.* 2:1-222
- Haugen J E, Lichtentaler R. Amino acid diagenesis, organic carbon and nitrogen mineralization in surface sediments from the inner Oslofjord, Norway. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 55:1649-1661
- Heiskanen A-S, Tamminen T, Gundersen K. 1996. Impact of planktonic food web structure on nutrient retention and loss from a late summer pelagic system in the coastal northern Baltic. *Marine Ecology Progress Series*. 145:195-208
- Hessen D O, Hindar A. 1993. Opptak og utslipp av CO₂ i norske vassdrag – en empirisk og teoretisk bregning. SFT-rapport ISBN 82-7655-132-7
- Hilton RG, Galy A, Hovius N, Chen MC, Horng MJ, Chen HY 2008. Tropical-cyclone-driven erosion of the terrestrial biosphere from mountains. *Nature. Geosci.* 1. 759-762)
- Husa V, Steen H, Aasen PI. 2007. Hvordan vil økte sjøtemperaturer påvirke makroalgesamfunn langs kysten. *Kyst og Havbruk Fisken og Havet Særnummer 2-2007*: 23-27.
- Husa V, Steen H, Sjøtun K. 2014b. Historical changes in the macroalgal communities in Hardangerfjorden. *Marine Biology Research*. 3, 226-240.
- Husum K, Alve E. 2006. Retrospektiv foraminiferfauna. I Effekter av oksygensvikt på fjordfauna. *Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerakkysten*. *Fisken og Havet* 3: 87-97
- Iversen K R, Primicerio R, Larsen A, Egge J K, Peters F, Guadayol O, Jacobsen A, Havskum H, Marrase C. 2010. Effects of small-scale turbulence on lower trophic levels under different nutrient conditions. 32:197-208
- Jansen H M, Strand O, Verdegem M, Smaal A. 2012. Accumulation, release and turnover of nutrients (C-N-P-Si) by the blue mussel *Mytilus edulis* under oligotrophic conditions. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 416:185-195.

- Jeansson E. 2011. The Nordic Seas carbon budget: Sources, sinks, and uncertainties. *Global Biogeochemical Cycles*, 25.
- Jiang L Q, Cai W J, Wang Y C. 2008. A comparative study of carbon dioxide degassing in river- and marine-dominated estuaries. *Limnology and Oceanography*, 53(6): 2603-2615.
- Johannessen P. 1978. Primærproduksjonen på to stasjoner i indre Oslofjord (Langvikbukta og Nakkeholmen). Cand. Real. Thesis. Univ. Oslo. Pp. 245.
- Jørgensen B B. 1983. Processes at the sediment-water interface. In: *The major biogeochemical cycles and their interactions*. John Wiley & Sons, New York, pp 477-515
- Kaartvedt S, Titelman J, Rostad A, Klevjer T A. 2011. Beyond the average: Diverse individual migration patterns in a population of mesopelagic jellyfish. *Limnology and Oceanography*. 56:2189-2199
- Kaartvedt S. 1984. Vassdragsregulerings virkninger på fjorder. *Fisken og Havet* 3. 104 sider.
- Kjørboe T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size and the structure of pelagic food webs. *Advances in Marine Biology*. 29:1-72.
- Kjørboe T, Lundsgaard C, Olesen M, Hansen JL. 1994. Aggregation and sedimentation processes during a spring phytoplankton bloom: A field experiment to test coagulation theory. *Journal of Marine Research* 52:297-323
- Kutti T, Ervik A, Hansen P K. 2007. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture*. 282:47-53
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P. (2007b) Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262:355-366.
- Lannergren C. 1976. Primary production in Lindåspollen, a Norwegian land-locked fjord. *Bot. Marina* 5:259-272
- Larsen A, Castberg T, Sandaa R A, Brussaard C P D, Egge J K, Heldal M, Paulino A, Thyrraug R, van Hannen E J, Bratbak G. 2001. Population dynamics and diversity of phytoplankton, bacteria and viruses in a seawater enclosure. *Marine Ecology Progress Series*. 221:47-57.
- Larsen A, Flaten G A F, Sandaa R A, Castberg T, Thyrraug R, Erga S R, Jacquet S, Bratbak, G. 2004. Spring phytoplankton bloom dynamics in Norwegian coastal waters: Microbial community succession and diversity. *Limnology and Oceanography*. 49:180-190
- Laudon H, Buttle J, Carey SK, McDonnell J, McGuire K, Seibert J, Shanley J, Soulsby C, Tetzlaff D 2012. Cross-regional prediction of long-term trajectory of stream water DOC content to climate change. *Geophys. Res. Lett.* 39.
- Lie U. 1967. The natural history of the Hardangerfjord. 8. Quantity and composition of the zooplankton. *Sept.* 1955-Sept. 1956. *Sarsia* 30:49-74
- Lie U, Magnesen T, Tunberg B, Aksnes D. 1983. Preliminary studies on the vertical-distribution of size-fractions in the zooplankton community in Lindaspollene, western Norway. *Sarsia* 68: 65-79
- Lutter S, Taasen J P, Hopkins C C E, Smetacek V. 1989. Phytoplankton dynamics and sedimentation processes during spring and summer in Balsfjord, northern Norway. *Polar Biology*. 10:113-124
- Mann K H. 1972 a. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic Coast of Canada. II. Productivity of the seaweeds. *Marine Biology* 14:199-209
- Mann K H. 1972 b. seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science* 182: 975-981.
- Mann KH, Chapman ARO. 1975. Primary production of marine macrophytes. In: Cooper, J. P. (ed.), *Photosynthesis and Productivity in Different Environments* 207-223. Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, Melbourne.
- Matthews J B L, Heimdal B R. 1980. Pelagic Productivity and Food Chains in Fjord Systems. In *Fjord Oceanography* (Editors: Freeland H J, Farmer D M, Levings C D).
- Muller P J, Suess E. 1979. Productivity, sedimentation rate, and sedimentary organic matter in the oceans – I. Organic carbon preservation. *Deep Sea Res.* 26. 1347-1362

- Myksvoll, M.S., Sandvik, A.D., Skarohamar, J. and Sundby, S. 2012 Importance of high resolution wind forcing on eddy activity and particle dispersion in a Norwegian fjord. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 113: 293-304.
- Naas K. 1984. Primary production in Nordåsvann, an eutrophicated pool close to the city Bergen. M. Sc. Thesis. University of Bergen, 82 sider.
- Noji T T, Noji C I M, Barthel K G. 1993. Pelagic-benthic coupling during the onset of winter in a northern Norwegian fjord - carbon flow and fate of suspended particulate matter. *Marine Ecology Progress Series*. 93:89-99
- Norderhaug K M, 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.
- Nordgaard O. 1905. Hydrographical and biological investigation in Norwegian fjords. A. The greater forms of animal plankton.
- Næs K, Skei J M, Wassmann P. 1988. Total particulate and organic fluxes in anoxic Framvaren waters. *Mar. Chem.* 23:257-268
- Næs K, Skei J, Helland A. 1990. Investigation of particles in the water column, sedimentation and sediments in the border area of Norway and Sweden. NIVA rapport. 0-89055. 117 pp
- Ottesen og Auran 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. *Fisken og Havet* 6.
- Paasche E, Erga S R. 1988. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the inner Oslofjord (Norway). *Sarsia*. 73:229-243
- Paetzel M, Schrader H. 1992. Recent environmental-changes recorded in anoxic Barsnesfjord sediments - western Norway. *Marine Geology*. 105:23-36
- Peinert R, Bodungen B von, Smetacek V S. 1989. Food web structure and loss rate. In: Berger W, Smetacek V, Wefer G, editors. *Productivity of the ocean: present and past*, New York: John Wiley & Sons. p 35-48
- Pelletier E, Lebel J. 1980. L'alcalinité totale comme indicateur de mélange dans un milieu estuarien. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 17(8): 978-984.
- Reigstad M, Wassmann P, Ratkova T, Arashkevich E, Pasternak A, Oygarden S. 2000. Comparison of the springtime vertical export of biogenic matter in three northern Norwegian fjords. *Marine Ecology Progress Series*. 201:73-89
- Riebesell U, Bellerby R G J, Grossart H P, Thingstad F. 2008. Mesocosm CO₂ perturbation studies: from organism to community level. *Biogeosciences*. 5:1157-1164
- Riser C W, Reigstad M, Wassmann P. 2010. Zooplankton-mediated carbon export: A seasonal study in a northern Norwegian fjord. *Marine Biology Research*. 6:461-471
- Robinson JD, Mann KH, Novitsky JA. 1982. Conversion of the particulate fraction seaweed detritus to bacterial biomass. *Limnology and Oceanography* 27: 1072-1079.
- Saksgård R, Schartau A K. 2010. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 2009. - NINA Rapport 596, 71 s
- Sandaa R A, Gomez-Consarnau L, Pinhassi J, Riemann L, Malits A, Weinbauer M G, Gasol J M, Thingstad T F. 2009. Viral control of bacterial biodiversity - evidence from a nutrient-enriched marine mesocosm experiment. *Environmental Microbiology*. 11:2585-2597
- Sepulveda J, Pantoja S, Hughen K A. 2011. Sources and distribution of organic matter in northern Patagonia fjords, Chile (~44-47°S): A multi tracer approach for carbon cycling assessment. *Cont. Shelf. Res.* 31:315-329
- Sivertsen K. 1997. Geographic and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 2872-2887.
- Sjøtun K, Fredriksen S, Ruess, J. 1996. Seasonal growth and carbon and nitrogen content in canopy and first-year plants of *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia*, 35:1-8.

- Sjötun K, Fredriksen S, Rueness J, Lein TE. 1995. Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. In Ecology of fjords and coastal waters (ed. H.R. Skjoldal et al.), pp. 525-536. Amsterdam: Elsevier Science BV.
- Sjötun K, Fredriksen S. 1995. Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae) in relation to age and wave exposure. Marine Ecology Progress Series. 126:213-222.
- Sjötun K, Gunnarsson K. 1995. Seasonal growth pattern of Icelandic *Laminaria* population (section Simplicis, Laminariales, Phaeophyta) containing solid- and hollow-stiped plants. European Journal of Phycology 30:281-287.
- Skarbøvik E, Stålnacke P, Austnes K, Selvik J R, Aakerøy P A, Tjomsland T, Høgåsen T, Beldring S. 2012. Riverine inputs and direct discharge to Norwegian coastal waters – 2011. NIVA TA-2986/2012.
- Skogen M D, Eknes M, Asplin L C, Sandvik A D. 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. Aquaculture. 298:70-75.
- Skogen M, Søiland H. 2007. Environmental status of the Skagerrak and North Sea 2004. Fisken og Havet 1, pp 21
- Smetacek V, Bodungen B von, Knoppers B, Peinert R, Pollehne F, Stegmann P, Zeitzschel B. 1984. Seasonal stages characterising the annual cycle of an inshore pelagic system. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 183:126-135.
- Steen H, Moy F, Bodvin T. 2012. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag i 2012. Fiskeritilsynet nr. 4-2012. 36pp.
- Steen H. 2013. Stortare. Havforskningsrapporten. Fiskeritilsynet nr. 1-2013.
- Stigebrandt A, Aure J, Molvaer J. 1996. Oxygen budget methods to determine the vertical flux of particulate organic matter with application to the coastal waters off western Scandinavia. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. 43:7-21
- Strohmeier T, Strand Ø, Alunno-Bruscia M, Duinker A, Rosland r, Aure J, Erga S R, Naustvoll L J, Jansen H M, Cranford P J. (In prep). Growth and physiology of *Mytilus edulis* in an oligotrophic fjord enhanced by forced upwelling of nutrient-rich deep water.
- 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.
- Sætre R. 2007. The Norwegian coastal current- Oceanography and Climate. Ed Sætre R. Tapir Trondheim.
- Tande K S. 1991. *Calanus* in high latitudes. Polar Research 10:389-407
- Thayer GW, Adams SM. 1975. Structural and functional aspects of a recently established *Zostera marina* community. In: Cronin, L. E. (ed.), *Estuarine Research, Vol. 1: Chemistry, Biology and the Estuarine System*, 518-540. Academic Press, London, New York, San Francisco.
- Tian R C, Vezina A F, Starr M, Saucier F. 2001. Seasonal dynamics of coastal ecosystems and export production at high latitudes: A modeling study. Limnology and Oceanography, 46(8): 1845-1859.
- Tollan A. 1976. River runoff in Norway. Pp11-13 in: Skreslett S, Leinebø R, Matthews J B L og Sakshag E. (Eds). Freshwater on the sea. The Association of Norwegian Oceanographers, Oslo, 1976.
- Tzetlin A B, Mokievsky V O, Melnikov A N, Saphonov M V, Simdyanov T G, Ivanov I E. 1997. Fauna associated with detached kelp in different types of subtidal habitats of the White Sea. Hydrobiologia 355:91-100.
- Valdemarsen T, Bannister R J, Hansen P K, Holmer M, Ervik A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm. Environmental Pollution. 170: 15-25
- Verity P G, Vernet M. 1992. Microzooplankton grazing, pigments, and composition of plankton communities during late spring in 2 Norwegian fjords. Sarsia. 77:263-274
- Vestheim H, Brucet S, Kaartvedt S. 2013. Vertical distribution, feeding and vulnerability to tactile predation in *Metridia longa* (Copepoda, Calanoida). Marine Biology Research. 9: 949-957
- Vestheim H, Kaartvedt S. 2009. Vertical migration, feeding and colouration in the mesopelagic shrimp *Sergestes arcticus*. Journal of Plankton Research. 31-1427-1435

- Wada S, Aoki M N, Tsuchiya Y, Sato T, Shinagawa H, Hama T. 2007. Quantitative and qualitative analyses of dissolved organic matter released from *Ecklonia cava* Kjellman, in Ourabay, Shimoda, Izu Peninsula, Japan. *J Exp Mar Biol Ecol.* 349:344–458.
- Wada S, Aoki MN, Mikami A, Komatsu T, Tsuchiya Y, Sato T, Shinagawa H, Hama T 2008. Bioavailability of macroalgal dissolved organic matter in seawater. *Marine Ecology-Progress Series* 370: 33–44.
- Waite A M, Gustafsson O, Lindahl O, Tiselius P. 2005. Linking ecosystem dynamics and biogeochemistry: Sinking fractionation of organic carbon in a Swedish fjord. *Limnology and Oceanography.* 50:658-671
- Wanninkhof R, Asher W E, Ho D T, Sweeney C, McGillis W R. 2009. Advances in Quantifying Air-Sea Gas Exchange and Environmental Forcing, *Annual Review of Marine Science.* Annual Review of Marine Science, pp. 213-244.
- Wassmann P, Aadnesen A. 1984. Hydrography, nutrients, suspended organic-matter, and primary production in a shallow fjord system on the west-coast of Norway. *Sarsia* 69:139-153.
- Wassmann P. 1984. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. *Marine Biology.* 84: 83-94
- Wassmann P. 1985. Accumulation of organic-matter in core gik-15530-4 and the upper quaternary paleo-productivity in the Skagerrak. *Norsk Geologisk Tidsskrift.* 65:131-137
- Wassmann P. 1990. Relationship between primary and export production in the boreal coastal zone of the North-Atlantic. *Limnology and Oceanography.* 35:464-471
- Wassmann P. 1991. Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fjords and polls of Western Norway. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 29:87-154
- Wassmann P. 1998. Retention versus export food chains: processes controlling sinking loss from marine pelagic systems. *Hydrobiologia* 363:29-57
- Wassmann P, Reigstad M, Oygarden S, Rey F. 2000. Seasonal variation in hydrography, nutrients, and suspended biomass in a subarctic fjord: applying hydrographic features and biological markers to trace water masses and circulation significant for phytoplankton production. *Sarsia* 85: 237-249.
- Wassmann P, Slagstad D, Riser C W, Reigstad M. 2006. Modelling the ecosystem dynamics of the Barents Sea including the marginal ice zone II. Carbon flux and interannual variability. *Journal of Marine Systems.* 59: 1-24.
- Wolf-Gladrow D A, Zeebe R E, Klaas C, Kortzinger A, Dickson A G. 2007. Total alkalinity: The explicit conservative expression and its application to biogeochemical processes. *Marine Chemistry,* 106(1-2): 287-300.



3 Økt matproduksjon og CO2-binding i tareskog

Hans Kristian Strand

Bidrag

Asgeir Aglen, Frithjof Moy og Henning Steen har bidratt med tekst og kommentarer.



Seistim over tareskog.

3.1 Sammendrag

Tareskogen utgjør en av klodens mest produktive biotoper, og betegnes på grunn av dette og sin artsrikdom, ofte som havets regnskog. Norge forvalter Europas største arealer av tareskoger og dermed en unik ressurs for høsting og produksjon av mat. Samtidig, utenfor kysten av Nord-Norge, har rundt 2000 kvadratkilometer tareskog vært nedbeitet av kråkeboller i opp mot 40 år. De siste årene er det registrert en betydelig tilbakegang av kråkeboller med påfølgende gjenvekst, særlig i midt-Norge, uten at årsakssammenhengene er helt klarlagt.

Nedbeitingen av tareskog representerer et tap av stående biomasse på rundt 20 millioner tonn våtvekt og tilsvarende tapt produksjon *per år*. I tillegg til tap av primærproduksjon, og omsetning av denne i kommersielt viktige arter av fisk og skalldyr, vil nedbeitingen føre til tap av leveområder for 0- og 1-gruppe yngel av kysttorsk og andre fjordbaserte fiskeressurser, ettersom nedbeitingen er spesielt omfattende på beskyttede lokaliteter og inne i fjordene. Nedbeiting av tareskogen inne i fjordene kan være en viktig årsak til svak rekruttering og oppløsning av bestandsstruktur hos kysttorsk.

Pilotforsøk med spredning av brent kalk i kråkebolledominerte og nedbeitede områder, har vist seg å føre til reduksjon av kråkebollebestanden og gjenvekst av tareskog. Det fjordøkologiske prosjektet FJORDKALK er i gang med å undersøke potensialet i kalkbehandling på økosystemnivå. Gjenvekst av nedbeitet tareskog i Nord-Norge har potensial til å gjøre landsdelen klimanøytral i ett år gjennom lagring av CO₂ i den stående biomassen.

I tillegg til engangsgevinsten for CO₂-lagring, som ligger i gjenoppbygging av tareskogen, er det gjort beregninger på mulig langtidslagring av CO₂ i størrelsesorden 1-2 mill tonn per år. Anslagene bygger på erfaringer fra terrestrisk strøfall, og det er et klart forskningsbehov knyttet til dette. Tareskogen er et viktig karbonlager nasjonalt og internasjonalt, men kapasiteten for ny karbonlagring er størst i fasen med gjenoppbygging av den stående biomassen, først og fremst fordi den påfølgende årlige produksjonen i all hovedsak omsettes i økosystemet igjen.

Foreløpige beregninger viser at gjenvekst av tareskog med utgangspunkt i spredning av kalk i nedbeitede områder vil binde så mye CO₂ at prosjektet er lønnsomt i løpet av ett år med a) en CO₂-pris på ca 200 kr per tonn, b) hvis det i de restaurerte områdene fører til en økt produksjon på 45 yngel per 1000 kvadratmeter totalt for artene kysttorsk, sei, steinbit, og rødspette og verdien av yngel settes til kr 13 per stk, og c) ved at uttaket av tarebiomasse til industrielle formål økes tilsvarende kalkingsutgiftene. Karbonfangst (a) representerer en engangsgevinst, mens b) og c) representerer mangeårige gevinster. Kalking kan derfor også være lønnsomt ved en kombinasjon av gevinstene med lavere enhetsutbytte, eller ved at investeringen avskrives over flere år. Økt høsting utløser imidlertid et betydelig forskningsbehov knyttet til økosystemeffekter for å vurdere bærekraft.

Utenfor taresens naturlige leveområder (store dyp, bløtbunn, kråkebollebeitet bunn) kan flytende tareanlegg, som omsetter produksjonen i økosystemet, realisere vekstpotensialet og de fysiske strukturene knyttet til en tareskog, med primærproduksjon, sekundærproduksjon av smådyr, og arter som tiltrekkes av dette. Anlegg av et visst omfang kan tiltrekke seg og produsere mat til store naturlige fiske- og krabbebestander. Disse kan blant annet danne utgangspunkt for lønnsomme turistfiskeanlegg, ikke minst på beskyttede lokaliteter inne i fjordene. De kan også bidra til mer mat, og dermed høyere kvalitet og større verdi på kongekrabbebestanden i forvaltningsområdet øst for Nordkapp.

Det er en interessant forskningsmessig utfordring å fastslå hvorvidt etablering av tareanlegg, som omsetter produksjonen i økosystemet, vil føre til økt netto uttak av høstbare ressurser, sammenlignet med å la planteplankton stå for primærproduksjonen i det samme arealet. I teorien kan økt høstbart utbytte realiseres ved at taren utnytter næringssalter bedre enn planteplankton, eller akkumulerer næringssalter i perioder det ikke er konkurranse med planteplankton om disse. Høyere utbytte kan også realiseres dersom en større andel av primærproduksjonen sluses til kommersielt interessante arter, ved at overføringseffektiviteten fra plantemateriale til høstbare organismer er høyere eller finner sted etter færre ledd, enn tilsvarende prosesser med utgangspunkt i planteplankton. Sist men ikke minst vil de fysiske

strukturene i slike anlegg gi opphav til flere nisjer og derved større artsdiversitet, enn åpne vannvolumer.

På grunn av begrensede globale fosfatressurser, kan marin matproduksjon som ikke trenger tilførsel av kunstgjødsel, i framtida bli svært mye viktigere enn i dag. Ut fra Norges naturgitte ressurser knyttet til fjordlandskapet og vår lange kyst, er det en målsetning å plassere Norge i forskningsfronten på marin matproduksjon, utover dagens tradisjonelle akvakulturindustri.

3.2 Innledning

Muligheter til økt matproduksjon og CO₂-binding i tareskoger bygger på det forhold at tareskogene er blant klodens mest produktive og artsrike økosystem (figur 16). Økt utbredelse av tareskog på sjøbunnen eller i kunstige strukturer, kan bidra til økt produksjon i sjøområdene våre. Produksjon av biomasse i tareskogen binder CO₂, og en økning vil føre til reduserte bidrag til atmosfære og redusert havforsuring. Delprosjekt 2 har studert muligheter til økt matproduksjon og CO₂-binding i tareskogsystemer basert på et oppdatert kunnskapsgrunnlag. Vi har i denne analysen fokusert på mulighetene til reetablering av tare i nedbeitede områder, dyrking på flytende vekstanlegg og økt høsting. Det må gjennomføres eksperimentelle aktiviteter for å kunne utvikle metoder og verifisere potensialene og vi foreslår fire forskningsaktiviteter for økt karbonfangst og matproduksjon.



Figur 16. Berggyllt (*Labrus bergylta*) i tett stortareskog (*Laminaria hyperborea*) i Nord-Trøndelag. Skogen er en blanding av både yngre og eldre planter. Stammene (stipes) på eldre planter er som normalt tett begrodd med påvekstalgler og -dyr, som sammen med taren skaper et rikt hjem for smådyr og yngel.

3.3 Kunnskapsgrunnlag

3.3.1 Tareskog

Tareskogene langs norskekysten domineres av stortare (*Laminaria hyperborea*), mens sukkertare (*Saccharina latissima*) ofte dominerer i mer bølgebeskyttede fjordområder. Fingertare (*Laminaria digitata*) og butare (*Alaria esculenta*) kan i tillegg danne tette bestander i grunne områder, sistnevnte spesielt i sterkt bølgeeksponerte områder. Utbredelsen til stortare er kartlagt gjennom verifiserte modeller for mesteparten av norskekysten (Rinde og Sjøtun, 2005; Rinde et al., 2006b; Bekkby et al., 2009), mens utbredelsen av sukkertare foreløpig kun er kartlagt i Sør-Norge (Bekkby og Moy, 2011; Moy og Christie, 2013). Utbredelsen til andre tarearter er ikke kartlagt. Biomassekartlegging og produksjonsmåling i norske tareskoger har vært gjennomført i begrenset omfang (Sjøtun et al., 1995; Abdullah og Fredriksen, 2004).

Stortare og sukkertare har forskjellige vekststrategier, noe som vil gi disse artene ulike produksjonspotensialer. Mens stortaren kan bli mer enn 15 år gammel, blir sukkertareplantene sjelden mer enn 5 år. Tareplantenes blad nydannes hvert år, mens stilk og festeorgan er flerårige (se Figur). Hos stortare utgjør den flerårige delen (stilk og festeorgan) ca 70 % av plantene (Steen et al., 2011, 2012), mens forholdet er motsatt hos sukkertare, der det ettårige bladet utgjør mesteparten av biomassen. Det er gjort få produksjonsmålinger for sukkertare langs norskekysten (Sogn Andersen et al. 2011; Sjøtun, 1993), og studier fra andre områder har vist at kortlivede tarearter, har en høyere produksjon enn langlivede arter (Paine, 2002).

Tareskogens biomasseproduksjon vil avhenge av en rekke faktorer, som tilgang på et sted å feste seg, dyp, eksponering for bølger og strøm, etc., og variere langs geografiske gradienter (Sjøtun et al., 1993; Sjøtun et al., 1995; Rinde and Sjøtun, 2005). Selv i grunne, eksponerte områder der vekstbetingelsene for stortare i teorien er ideelle, kan biomassen variere fra 5 til 40 kg per kvadratmeter (Kain, 1977; Sjøtun et al., 1993; Sjøtun et al., 1995). I Skagerrak blir stortaren sjelden mer enn 0,5 meter høy, mens den på nordvestlandet kan bli mer enn 2 meter høy, noe som vil gi store geografiske variasjoner i biomasseakkumulering og primærproduksjon.

I tillegg til den stående biomassen, vil tareplantene produsere nytt organisk materiale i form av tareblader som felles årlig (POM) og løst organisk materiale (DOM) som slippes ut fra tarebladenes overflate og som går inn i nye næringskjeder (Abdullah og Fredriksen, 2004). Produksjonsmålinger i stortareskogene på nordvestlandet har vist at produksjonen kan være på 4.2 kg karbon per kvadratmeter per år ($3 \text{ kg C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ til vekst pluss $1.2 \text{ kg C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ slimutskillelse (DOC) (Abdullah og Fredriksen, 2004), mens den årlige produksjonen i f.eks Skagerrak sannsynligvis vil være lavere. Løsrevne stilker og gamle blad skylles opp i tangvoller i strandsonen eller ut på dypt vann til tarekirkegårder. Mikroorganismer starter nedbryting og omgjør taren til næring for en mangfoldig næringskjede.

Produksjonen i tareskogen inngår som viktige bidrag i næringskjeder til kommersielt utnyttbare fisk og krepsdyrarter (Fredriksen, 2003; Norderhaug et al., 2003; Norderhaug et al., 2005; Norderhaug et al., 2007; Christie et al., 2009). Det er ikke uvanlig å finne mer enn 100

000 små krepsdyr og snegl per kvadratmeter tareskog og mange av disse dyrene er viktig matkilde for fisk og fiskeyngel som oppholder seg i tareskogen (Christie et al., 2003). Tareskogene langs norskekysten er også næringsområder for ulike arter av sjøfugl, og reduksjon av tare vil kunne ha negative effekter på disse bestandene (Lorentsen et al., 2010). Tareskogen er regnet som en av klodens mest produktive naturtyper og omtales ofte som vår marine regnskog.

Selv om det er gjennomført flere økologiske studier av stortaresamfunnene langs norskekysten, så er det fortsatt betydelige kunnskapshull knyttet til CO₂-fangst, -lagring, økosystemtjenester, produksjonsmuligheter i biobaserte næringer og kunnskap for økosystemrettet forvaltning.



Figur 17. Stortareplantenes festeorgan (til venstre) og stilk (i midten) og bladdekke (til høyre)

3.3.2 Tareskog og kysttorsk

Kysttorskbestandene, også kalt fjordtorsk, nord for 62. breddegrad, hadde betydelig tilbakegang i perioden 1996-2003. Dette medførte at Det Internasjonale Havforskningsrådet (ICES) i årene 2004-2011 anbefalte nulluttak i fisket, og kysttorsk var oppført på den norske rødlisten i 2006 (Kålås et al., 2006). En gjenoppbyggingsplan ble iverksatt fra 2011, men har foreløpig ikke ført til målbar vekst i bestanden. Rekrutteringssvikt anses som hovedårsak for den svake bestandssituasjonen.

I akvarieforsøk er det vist at torskeyngel foretrekker å gjemme seg i vegetasjon når det er større rovfisk tilstede, samt at sjansen for å bli spist øker betydelig om skjulesteder (vegetasjon) mangler (Gjøsæter, 1987). De observerte omfattende beiteskadene på tareskog forårsaket av kråkeboller i Porsangerfjorden i Finnmark, ledet tidlig på 2000-tallet til en hypotese om at områder med makroalger er viktige oppvekstområder for 0- og 1-gruppe kysttorsk. I forbindelse med undersøkelser gjennomført i Porsangerfjorden er det kun observert torskeyngel i tilknytning til forekomster av vegetasjon. Også undersøkelser utenfor kysten av Newfoundland indikerte at tareskog er viktig som oppvekstområde for torskeyngel; på kråkebolledominerte nedbeitede områder observert forskere færre enn 2 torskeyngel per minutt, mens de i områder med reetablert tareskog registrerte mer enn 60 torskeyngel i et tilsvarende tidsrom (Keats et al., 1987). Hypotesen om en sammenheng mellom vegetasjon og mengde yngel støttes også av nyere forskning gjennomført i Porsangerfjorden i Finnmark og Ullsfjorden i Troms (Michaelsen, 2012).

Kysttorsk skiller seg fra skrei ved at den er oppdelt i fjordtilknyttede bestander, som kan blande seg i deler av oppvekstperioden, men som likevel vender tilbake til ”sin” fjord for å gyte. Oppholdstiden og tilbakeholdelse (retensjon) av yngel og ungfisk i et definert geografisk område over tid er en viktig mekanisme for etablering av bestandsstrukturer, som gjør fisk i stand til å vende tilbake til gyteområdene selv etter flere år på beitevandring i åpne havsystemer (Sinclair and Iles, 1988). For eksempel må laks tilbringe yngelperioden i en gitt elv for at den skal kunne finne tilbake til samme elven etter opptil flere års beitevandring i åpne havsystemer. Tilsvarende vil tilbakeholdelse i strømvirvler tidlig i livet gjøre kjønnsmoden ål i stand til å starte vandringen mot de samme sentrale deler av Sargassohavet, selv om de har vokst opp spredt over et stort geografisk område langs Europas kyster.

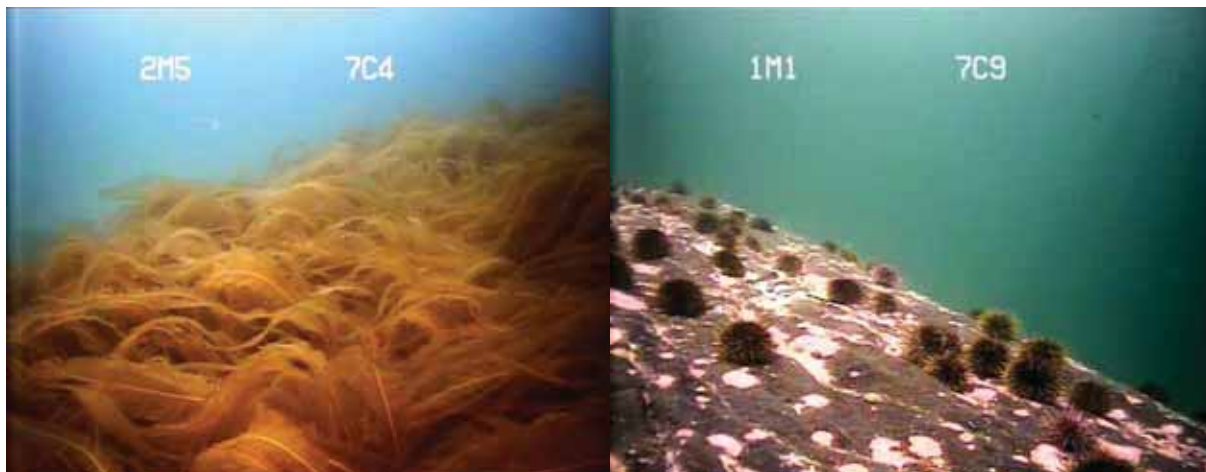
Makroalgene er spesielt kraftig nedbeitet innover i fjordene (Sivertsen, 1997), hvor kysttorsk gyter og har retensjonsområder for eggene (Myksvoll et al., 2011). Michaelsen (2012) viser at det i Porsangerfjorden nesten ikke er 0- og 1-gruppetorsk i områder med mindre enn 20 % dekning av vegetasjon på bunnen. Tilsvarende ble det registrert opp til 33 0-gruppetorsk per 1000 m² i tareskogområder. Seniorforsker Einar Eg Nielsen ved Danmarks Fiskeriundersøkelser har studert rekrutteringsmekanismer til torsk i grenseområdet mellom Nordsjøen og Østersjøen. Han konkluderer (vår oversettelse): ”Resultatene støtter hypotesen om at populasjonsstrukturen hos marine fiskeslag opprettholdes av tilbakeholdelse av ungfisk i systemet.” (Nielsen et al., 2005). Dersom tilsvarende mekanismer er definerende for bestander av kysttorsk i norske fjorder, kan tarevegetasjonen også bidra til å holde ungfisk lenge nok i fjorden til at de får etablert en drift etter å vende tilbake til ”sin” fjord, etter vandring i åpne havområder blandet med andre torskebestander.

Tilvekst av tare kan bedre overleving av torskeyngelen, så vel som retensjonstiden, for ungfisk i fjordene, og vil i så tilfelle bidra til styrking og vekst hos kysttorsebestandene.

3.3.3 Kollapsen i tareskogen i Nord-Norge

På begynnelsen av 1970-tallet rapporterte fiskere langs kysten av Nord-Norge at tareskogen forsvant samtidig som forekomster av kråkeboller økte. Senere vitenskapelige studier bekreftet fenomenet. Det ble anslått at nærmere 2000 kvadratkilometer (Sivertsen, 1997) frodig og artsrik tareskog var beitet ned og erstattet med ørkenaktig, uproduktiv, naken steinbunn, foruten store kråkebolleforekomster (Figur 18). Kråkebollenedbeitet område strakte seg fra Midt-Norge og inn i russiske farvann rundt Murmansk og Kola. Bølgebeskyttede områder og fjorder var hardt rammet, mens ytre kyst og bølgeutsatte områder i mindre grad var rammet av nedbeitingen. Nedbeiting av tareskog er direkte tap av produksjon, som ikke vil bli kompensert ved økt produksjon av mikroalger i de nedbeitede områdene (Miller et al., 2011).

Sammenhengen mellom konsentrasjon av kråkeboller og konsentrasjon av tare er godt dokumentert (Elner og Vadas, 1990; Keats, 1991; Sivertsen, 1997; Steneck et al., 2002; Steneck et al., 2004), og undersøkelser i områder der kråkebollene har gått tilbake, eller blitt fjernet eksperimentelt, har vist at tarevegetasjonen reetablerer seg raskt (Scheibling, 1986; Skadsheim et al., 1993; Christie et al., 1995; Leinaas og Christie, 1996).



Figur 18. Kalkbehandlet lokalitet (ca 8 måneder etter kalking) med tarevegetasjon (venstre bilde) og ubehandlet kontrolllokalitet (høyre bilde) i Porsangerfjorden i Finnmark.

Norderhaug and Christie (2009) mente man ville trenge en tidsmaskin, slik at man kunne studert fenomenet mens det utviklet seg, for å kunne fastslå årsaken til økning i kråkebollebestanden og påfølgende nedbeiting av tareskogen med sikkerhet. Selv uten en slik maskin kan det være grunn til å spekulere i om ikke kollapsen i bestanden av NVG-Sild på slutten av 60-tallet (Toresen and Østvedt, 2000) har hatt betydning for overlevelse i kråkebollens tidlige pelagiske livsstadier. Silda har sine viktigste gyteområder kystnært fra Møre til Lofoten. Sildelarvene beveger seg nordover og beiter i samme området og videre langs kysten opp til Barentshavet. I tillegg beiter ungsild (0-3 år) i perioder kystnært i Barentshavet. Kraftig reduksjon i bestanden av filterspisere (som sild) i kyst- og fjordstrøkene, kan ha medført massivt økt overlevelse hos de pelagiske stadiene til kråkebollene om vår og forsommer før bunnslåing.

Det er dokumentert at filterspisere, som brisling og ungsild, kan spise betydelige mengder egg og larver av for eksempel torsk og rødspette (Daan et al., 1985; Koster and Mollmann, 2000; Segers et al., 2007). Det er også beregnet og sannsynliggjort at økning av biomasse av filterspisere i form av sild og lodde, gjennom beiting på egg, kan forsinke gjenoppbyggingen av torsk utenfor kysten av Canada (Steneck, 2012; Collie et al., 2013).

Fraværet av norsk vårgytende sild på 70-tallet kan ha bidratt til økt overlevelse hos kråkebollelarver, og økt rekruttering har gitt økt beitepress på bunnvegetasjonen og følgelig reduserte leveområdene for 0- og 1-gruppe torskkeyngel. Få år etter nedgangen i sildebestanden ble det observert kraftig reduksjon av tareskogen fra Nord-Trøndelag og nordover. Sildebestanden var gjenoppbygget tidlig på 90-tallet, uten at det førte til umiddelbar gjenvekst av tareskog. Først nå i de aller siste årene er det observert ny tilvekst i de nedbeitede områdene (Norderhaug og Christie, 2009; Fagerli et al., 2013).

Høy forekomst av fisk, sel og ørn er dokumentert i tareskogdominerte områder der otter kontrollerer kråkebollebestanden (Estes og Palmisan, 1974; Reisewitz et al., 2006), mens kråkebolledominerte nedbeitede områder har lav produksjon (Chapman, 1981; Paine, 2002).

Det finnes en rekke eksempler på dramatiske og langvarige negative effekter på vegetasjon og artsrikdom når plantespisere unnslipper presset fra predatorer (Alverson et al., 1988), ved at de slippes løs på predatorfrie øyer (Campbell og Donlan, 2005; Carrion et al., 2011) eller ved at predatorer utryddes (Ripple og Beschta, 2006). I det nordvestlige Stillehav er oter en viktig predator på kråkeboller. Oterbestandene var her tidligere så tallrike at de dannet grunnlag for pelshandel og russisk kolonisering. Den påfølgende jakten førte til fullstendig kollaps i oterbestandene (Kenyon, 1969), og bestanden av kråkeboller økte betydelig med nedbeiting av tareskog som resultat (Estes og Palmisan, 1974). Da kråkebollepredatorer økte i antall og størrelse på nedbeitede lokaliteter utenfor New Zealand, resulterte det i at tareskogen kom tilbake (Guidetti, 2007).

Det er rimelig å anta at den voldsomme økningen i kråkebollebestanden også utfor kysten av Nord-Norge, har sin årsak i redusert predasjon på et eller flere livsstadier hos kråkebollen.

Gråsteinbit utfor kysten av Finnmark har kråkeboller øverst på menyen (Falk-Petersen et al., 2010) og steinbitbestanden er i dag betydelig redusert. Reduksjon i predatorfisk på kråkeboller som kyst-(fjord-) torsk, rødspette, steinbit og hyse, kan være en mulig forklaring på økningen i kråkebollebestanden også i Norge, men det er vanskelig å se for seg at det skal ha funnet sted en samtidig kollaps av disse artene i hele det nedbeitede området fra Nord-Trøndelag til kysten utenfor Murmansk.

3.3.4 Kråkeboller

Kråkebollene, også kalt sjøpinnsvin og på samisk: gáranasskálzu, tilhører dyregruppen pigghudene, samme gruppe som sjøstjerner. Det er registrert ca. 1000 arter kråkeboller i verden, hvorav 16 arter i Norge. De fire vanligste hos oss er den røde kråkebollen (*Echinus esculentus*), hvit, langpigget kråkebolle (*Echinus acutus*), tangsjøpiggsvin eller grønn kråkebolle (*Psammechinus miliaris*) og den grønne drøbakkråkebolle (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Det er masseforekomster av drøbakkråkebollen som har beitet ned tareskogen og andre organismer på bunnen i Porsangerfjorden og store deler av kysten av Nord-Norge. Drøbakkråkebollen er utbredt nord i Atlanterhavet, Stillehavet, i Arktis og langs hele norskekysten. Den finnes oftest på hardbunn, mer sjelden på mudderbunn.

Kråkeboller livnærer seg bl.a. av tare, sjøgress, diatomeer (en gruppe planteplankton), andre evertebrater (inkludert kannibalisme), råtnende materiale og fastsittende alger. Munnen sitter midt under kråkebollen, og med skarpe tenner skraper den alger og annet fra underlaget.

Gytingen skjer om våren (februar-april) ved at store mengder egg og sperm slippes ut i vannet samtidig. Befruktningen skjer i vannet og høye konsentrasjoner gir høy gytesuksess. Befruktede egg utvikler seg til planktoniske larver som svever rundt i vannmassene fram til de bunnslår etter 1.5-3 måneder avhengig mattilgang og temperatur. Bestandsregulerende faktorer for larvene vil blant annet være mengden filterspisere og planktonspisende fisk, og havstrømmer som kan føre larver ut på åpent hav (uegnede bunnforhold for bunnslåing). De nylig bunnslåtte larvene gjennomgår en rask omdannelse fra larve til små kråkeboller, og disse starter å livnære seg på biofilm og etter hvert avrevne og råtnende plante og dyrerester

på bunnen. De små kråkebollene lever skjult i sprekker, i skjell og grus, sannsynligvis en tilpasning for å unngå predasjon. Etter ca 2 år begynner bollene å beite på tare og andre alger.

Drøbakkråkebollen parasitteres av og til av en nematode (*Echinomermella matsi*). Den lever godt beskyttet i kroppshulen til kråkebollen. I starten er den lite synlig, men etter en stund kan den vokse seg så stor at den fyller hele kroppshulen og hemmer produksjon av egg og sperm. Hypoteser om at nematoden ville kunne stoppe kråkebolleoppblomstringen har ikke slått til.

Når det først har oppstått en situasjon med masseforekomster av kråkeboller, og disse har en størrelse som i stor grad beskytter mot predasjon (med unntak av steinbit), inntreder det en stabil økosystemtilstand hvor kråkebollene kontrollerer bunnsamfunnet. Kråkebollene spiser opp all vegetasjon, og skaper en naken steinbunn helt opp mot tidevannssonen (eventuelt noe dypere i fjorder med et brakkvannslag). Deretter lever de på sparebluss, beiter i flokk, og spiser alt de kan "skrape" i seg, spesielt av nylig bunnslåtte stadier av planter og dyr. Dette hindrer gjenvækst og holder det biologiske mangfoldet på et minimum. Denne tilstanden vil være stabil inntil "noe" inntreffer. Sykdomsutbrudd har i liten grad forekommet på vår kyst. Klimaendring (temperaturøkning), krabber og gjenvækst av NVG-sild, kan være årsaker til en registrert tilbakegang, og etterfølgende tilvekst av tare i Midt-Norge. Men generelt synes det som den nedbeitede situasjonen i store områder fortsatt vil være stabil over flere ti-år.

Denne teksten om kråkeboller er i hovedsak basert på følgende kilder: (Falk-Petersen og Lønning, 1983; Hagen, 1983, 1995; Sakshaug, 2002; Christie et al., 2009; Norderhaug og Christie, 2009).

3.3.5 Endringer i økosystemet og regimeskifte

Uavhengig av årsakene til kråkebollens oppblomstring, har nedbeiting av tareskogen sannsynlig ført til langvarige endringer i økosystemet langs kysten av Nord-Norge. Da torsken forsvant utenfor kysten av Canada, økte bestandene av pelagiske fisk, noe som igjen bidro til å holde nede torskebestanden på grunn av beiting på torskeeggene. I tillegg økte bestanden av krabbe kraftig og overtok bunnområder, som tidligere var dominert av torskefisk (Frank et al., 2005). Slik ble det etablert et varig regimeskifte i økosystemet, der torskebestanden etter 1993 ikke responderte med ny tilvekst til tross for redusert fiskepress, slik den hadde gjort i perioden 1960 til 1990 (Frank et al., 2005).

Også langs norskekysten har krabbe (*Cancer pagurus*) fått en økende utbredelse fra sør mot nord inn i de nedbeitede områdene med reduserte bestander av kysttorsk (Norderhaug og Christie, 2009). I Finnmark fra Porsangerfjorden og østover, dominerer den svartelistede kongekrabben (Gederaas et al., 2007). En situasjon som tidligere beskrevet under Fase 3 i Gulf of Maine (se nedenfor) kan være under utvikling langs kysten av Nord-Norge.

Antall plantespisende dyr, som for eksempel kråkeboller, begrenses i stor grad av predatorer (Hairston et al., 1960), som for eksempel sild, hyse eller steinbit. Tilstedeværelse av predatorer ser også ut til å gi en reduksjon i matinntak og reproduksjon hos byttedyr, på grunn av frykten for å bli spist (Creel et al., 2009; Sheriff et al., 2011; Zanette et al., 2011; Tadesse

og Kotler, 2012). Det er vist at kråkeboller tilpasser spiseaktiviteten sin til tider på døgnet da potensielle predatorer ikke er aktive (Nelson og Vance, 1979), og at kråkeboller kan tilpasse seg ved å ta i bruk ubeskyttede lokaliteter på dagtid når predatorene er fraværende (Cowen, 1983).

Eliminering av predatorer destabiliserer økosystemer ved at det starter kjedereaksjoner som forplanter seg flere ledd ut i næringsnett, og kan resultere i et vedvarende regimeskifte. Fenomenet betegnes som trofiske kaskader (Paine, 1980), og er et prioritert felt innen dagens økosystemforskning (Terborgh og Estes, 2010). Regimeskifter fører til nye stabile tilstander, og systemet vil ikke uten videre gå tilbake til sin før-tilstand, selv om faktoren som utløste regimeskiftet forsvinner (Scheffer et al., 2001).

Analyser av kystnære tareskogområder i Nordvest-Atlanteren (Gulf of Maine) i historisk perspektiv viser at dette økosystemet har vært gjennom tre stabile faser (Steneck et al., 2004).

- Fase 1: Store mengder predatorer som torsk, steinbit og hyse dominerte økosystemet fra for (minst) 4000 år siden og fram til ca 1970, og tette sammenhengende tareskoger dominerte kystsonen.
- Fase 2: Stadig mer effektive fiskeredskaper fra 1930-tallet reduserte raskt både antall og størrelse av fisk (predatorer), og med dette også beitepresset på kråkeboller. Rundt 1970 var tareforekomstene på et historisk lavmål, og økosystemet var fram til 1990 stabilt nedbeitet og kråkebolledominert.
- Fase 3: Kommersielt fiske etter kråkeboller reduserer raskt bestanden og induserer gjenvekst av tareskog. Det etablerer seg store mengder krabber og amfipoder, som beiter på kråkeboller.

Fase 3 har vedvart siden 1995 og store krabber har etablert seg som toppredatorer et på et taredominert område, som tidligere var dominert av predatorer som torsk, hyse og steinbit. Kråkeboller som gjenutsettes i områder de tidligere dominerte blir raskt konsumert av krabber (Leland, 2002).

3.4 Revegetering av nedbeitet tareskog (Fjordkalk)

Tiltak som kan bidra til å fremme gjenvekst av tareskog kan ha stor kost-nytteverdi. Tiltak mot kråkeboller ved bruk av brent kalk (CaO) er under utforskning i Porsangerfjorden i prosjektet Fjordkalk. I dette prosjektet samarbeider Havforskningsinstituttet med Franzefoss Miljøkalk AS, Niva og Universitetet i Tromsø. Økonomi og miljøregnskap er viktige suksesskriterier for vurdering av tiltak.

I 2008 og 2009 ble to nedbeitede pilotlokaliteter kalket manuelt med gjenvekst av tare allerede påfølgende år. Det ble også dokumentert et rikt biologisk mangfold på de revegeterte lokalitetene sammenlignet med ubehandlede kontrolllokaliteter. I 2013 startet et oppfølgende storskalaforsøk der målsettingen er å utvikle storskalametoder for utmating av kalk og studere effekten på økosystemnivå (figur 19).



Figur 19. Manuelt kalkede kråkeboller på nedbeitet pilotlokalitet i Porsangerfjorden i Finnmark i 2008 (til venstre) og samme lokalitet med tett tareskog og fiskeyngel ett år senere (midten). I 2013 startet arbeidet med oppskalering av utmatingsmetoden og studier på økosystemnivå (til høyre).

Vekstkraften i tareskogøkosystemet, og det forhold at Norge forvalter Europas største arealer av tareskoger, gir oss unike muligheter til økt matproduksjon og CO₂-fangst. Stående biomasse av stortare er beregnet til 50-60 mill tonn våtvekt og samtidig har Norge et potensial i gjenvekst av tareskog på 2000 km² sjøbunn, som i dag er nedbeitet av kråkeboller. Gjenvekst av anslagsvis 20 mill tonn stortare vil binde 7 mill tonn CO₂, 92 000 tonn nitrogen, 11 200 tonn fosfor. Med en karbonpris på 200 kr per tonn er karbonbindingen verdt kr 1.4 mrd, men dette er en engangsgevinst, som i beste fall i fortsettelsen årlig vil lagre karbon verdt mellom kr 40 og 100 mill. Den største realgevinst ligger kanskje i årlig produksjon av karbon, omsetning av denne i økt produksjon av fisk, skjell og skalldyr, samt uttak og industriell utnyttelse av tarebiomasse.

3.4.1 Nedbeiting endrer kapasiteten for karbonlagring og binding av næringsalter

FNs klimapanel (IPCC) anser det som svært sannsynlig at mesteparten av oppvarmingen i andre halvdel av det 20. århundre skyldes antropogene (menneskeskapte) utslipp av klimagasser (IPCC, 2007), og diskusjoner og forhandlinger i forhold til mottiltak har vanligvis også dette som utgangspunkt. Den vitenskapelige debatten rundt klimaeffekten av CO₂ er imidlertid ikke avsluttet (Røyrvik, 2012). Deler av CO₂ som slippes ut til atmosfæren tas opp i havet, og bidrar der etter hvert til havforsuring. Effektene av økende forsuring på det marine økosystemet er ikke avklart, men flere fagmiljøer frykter at konsekvensene kan bli store og negative (Rockstrom et al., 2009; AMAP, 2013). Med en CO₂-pris på 200 kr per tonn representerer det ubundne karbonet som slippes ut nasjonalt hvert år en økonomisk verdi på ca 10 milliarder kroner.

Havet er svært viktig i klodens karbonkretsloop, og det marine økosystem står for over 50 % av den globale biologiske karbonfangsten (Nellemann et al., 2009). Kystøkosystem som tareskog og sjøgress, mangrover og ”marshlands” (saltmyrer) utfører en vesentlig del av karbonopptaket, selv om de i utbredelse bare dekker en liten del av havets areal. Disse systemene er beregnet til å være opptil 50 ganger mer effektive enn terrestriske systemer når det gjelder karbonbinding. Deler av den årlige produksjonen i sjøgressenger, mangrover og saltmyrer har gjennom århundrer og årtusener bygd seg opp til store og målbare karbonlagre i de underliggende bløtbunnsedimentene (Laffoley og Grimsditch, 2009; Nellemann et al., 2009).

Ny tilvekst av nedbeitet tareskog (sukker- og stortare) har i følge Gundersen et al. (2010a) et potensial for å binde og langtidslagre 36 millioner tonn CO₂ i stående biomasse. Det vil imidlertid være en engangsgevinst. Taren vokser i hovedsak på hardbunn, og vil derfor ikke lagre løst karbon i de underliggende sedimentene. Tarebladet felles imidlertid årlig, og sammen med tare som rives løs under stormer, transporteres ukjente mengder bort fra vekstområdet og ut på dypere vann, eller i tangvoller på land. I forhold til klima, havforsuring og karbonregnskap, er det viktig å kunne fastslå hvor mye av den årlige tareproduksjonen som lagres varig. I forhold til matproduksjon, er det viktig å kunne fastslå hvor mye av den årlige tareproduksjonen som går videre i næringsnett.

Det er beregnet at gigant-tare (*Macrocystis pyrifera*), som har vokst opp i grunne områder, kan transportere betydelige deler av produksjonen sin ut på dypt vann, og der utgjøre mellom 20 og 80 % av karbonet som tilflyter dyrelivet på bunnen (bentosfaunaen) (Harrold et al., 1998). Det er likevel ikke utviklet noen generell formel som kan si om eller i tilfelle hvor mye, som transporteres ut av tareskogområder til bløtbunn eller dypvann for langtidslagring. Fordi andelen av den årlige produksjonen som lagres varig er usikker og sannsynligvis lav, anbefaler Laffoley and Grimsditch (2009) at man begrenser seg til å beregne karbonlagringen i tareskog som en funksjon av stående biomasse. Gundersen et al. (2010a) har imidlertid, ut fra terrestrisk modeller for akkumulering av karbon i skogsjord, våget seg på å beregne karbonlagring basert på 3 og 8 % av den årlige produksjonen.

Hovednæringselementene til tareskog i vekst er nitrogen, fosfor og karbon i form av CO₂, som tas opp fra sjøvannet. Konsentrasjonen av disse næringselementene i sjøvann er 10-100 000 ganger lavere enn i tareplantene (Lobban and Harrison, 1994), og oppbygging av tarebiomasse kan derfor i teorien balansere utslipp av nitrogen, fosfor og CO₂ fra andre kilder, som for eksempel fiskeoppdrett eller landbaserte aktiviteter med utslipp til det marine miljø.

Om tareskogen skulle komme tilbake på 2000 kvadratkilometer nedbeitede arealer vil den binde både nitrogen, fosfor og karbon i den stående biomassen (Tabell 11). Mengden nitrogen, fosfor og karbon per vektighet varierer gjennom året, med vekstbetingelser og mellom tarearter. Man kan derfor ende opp med andre tall om man velger andre kilder eller legger til grunn andre biomasseestimer per arealenhet.

I Norge slippes det ut ca 53 millioner tonn CO₂-ekvivalenter per år. Gjenoppbygging av 2000 kvadratkilometer tareskog dekker således drøye 10 % av ett års utslipp. Brutt ned på landsdel, så dekker det i overkant av 100 % av klimagassutslippene i Nordland, Troms og Finnmark i ett år, dersom man legger til grunn et utslipp på 10,6 tonn per person.

Ser man landet og varigheten av nedbeitingsepisoden under ett, blir tallene naturlig nok mer omfattende. Ut fra beregninger av nedbeitet areal og basert på 8 % akkumulering av årlig produksjon, kunne det blitt lagret 150 millioner tonn mer CO₂ i havet gjennom de siste 40 år, om tareskogene hadde vært intakte og ikke nedbeitet (Gundersen et al., 2010a).

Tabell 11. Mengde nitrogen, fosfor og karbon bundet i tareskog. Nitrogen- og fosforinnhold er beregnet med utgangspunkt i data fra Lobban and Harrison (1994), mens data for karboninnhold er hentet fra Gundersen et al. (2010b). Det er beregnet 10 kg våtvekt tare per m². Vekt av CO₂ er beregnet som 3.6 x C

Element	g/g tørrvekt	tonn/km ² (10 kg)	tonn/2000 km ²
Nitrogen (N)	0.0230	46	92 000
Fosfor (P)	0.0028	5.6	11 200
Karbon(C)	0.3330	1000	2 000 000
CO ₂ (beregnet)		3600	7 200 000

Oppdrett av laks og ørret produserer i følge Ancyclus-modellen, som er anbefalt av Bergheim and Braaten (2007) og også benyttet i Havforskningsinstituttets risikovurdering av norsk oppdrett (Taranger et al., 2012), ca 32 kg nitrogen og 9 kg fosfor per tonn fisk produsert. Av dette er ca 10 kg nitrogen og 1,7 kg fosfor i løst form, og i teorien umiddelbart tilgjengelig for plantevekst. Med utgangspunkt i en samlet produksjon av laks og ørret i 2011 på ca 380 000 tonn i Nordland, Troms og Finnmark, vil det resultere i 4 000 tonn løst nitrogen og 650 tonn løst fosfor, og ett års utslipp vil bare dekke rundt 5 % av behovet for næringsalter til å bygge opp ny tareskog i det nedbeitede området. I praksis vil imidlertid mesteparten av næringsalterene fra oppdrett tas opp av planteplankton i nærheten av oppdrettsanleggene, og derfor ikke gi noe stort bidrag til plantevekst over et større geografisk område (Olsen et al., 2008).

Det er også delvis mismatch mellom algenes sesongmessig behov for næringsalter og oppdrettsanleggenes næringsaltertilbud (Broch et al., 2013). Oppsummert vil gjenoppbygging av naturlige tareskoger sannsynligvis ha liten betydning som middel til å balansere næringsalter fra antropogene kilder. Tare dyrkingsanlegg som lokaliseres nært utslippspunkt, for eksempel oppdrettsanlegg, elver eller kommunale eller industrielle kilder, kan imidlertid bidra til bedre ressursutnyttelse av tilførte næringsstoffer.

3.4.2 Effekter av brent kalk (CaO) i det marine miljø

Brent kalk (CaO) kan benyttes til å redusere bestanden av kråkeboller i nedbeitede områder, slik at tareskogen får gode vekstvilkår igjen. Anvendelse av metoden vil være avhengig av hvor kostnadseffektiv den er, men også hvordan den slår ut for arter som ikke er mål for behandlingen. Et forskningsprosjekt med bruk av 200 tonn brent kalk er igangsatt i Porsangerfjorden for å studere metodens egnethet på økosystemnivå. Området i Porsangerfjorden det er gitt utslippstillatelse for, vil normalt inneholde arter som kan rammes av kalking: blåskjell, o-skjell, eremittkrepps, purpursnegl, kongsnegl, sjøstjerne, trollkrabbe, rur, reker, ulke, kongekrabbe, rød kråkebolle, grønn kråkebolle og sjøpølse. Av disse forventes det bare negative effekter på de fire sistnevnte artene, ettersom de ikke er beskyttet av skall eller slimlag. Alle artene som rammes eller kan rammes, er vanlige arter i andre områder av Porsangerfjorden, og det kan forventes normal rekruttering og vandring tilbake til de behandlede områdene, inklusiv for kråkeboller. Målet er at behandlingen skal ha et tilstrekkelig omfang til at kråkebollene ikke blir en dominant art som kontrollerer bunnsamfunnet, men en art som lever i balanse med andre arter.

I Japan er brent kalk benyttet til å fjerne kråkeboller fra bunnområder før utsåing av små tareplanter (Fryer og Simmons, 1977). I California og Canada er brent kalk blitt brukt til å ta livet av kråkeboller i nedbeitede områder for å revegetere tarevegetasjonen (North and Shaefer, 1963; Bernstein and Welsford, 1982)). Bruk av brent kalk for å kontrollere bestanden av sjøstjerner i amerikanske østerskulturer, ble foreslått allerede 1908. Erfaringen med bruken førte til at brent kalk etter hvert ble strøket fra listen over miljøfarlige (hazardious) stoffer av U.S. Environmental Protection Agency (Shumway et al., 1988).

Brent kalk står på PLONOR-listen over såkalte “grønne” kjemikalier: trenger ikke nøye regulering siden de er vurdert å utgjøre liten eller ingen risiko for miljøet. (fra KLIFs hjemmeside: <http://www.klif.no/arbeidsomr/petroleum/dokumenter/plonorcriteria.pdf>).

Bakgrunnen for at ulike myndigheter bare i liten grad regulerer bruken av brent kalk i det marine miljø, er at all kalsiumoksid (CaO) og kalsiumhydroksid (Ca(OH)₂) blir omdannet til ufarlig kalsiumkarbonat (CaCO₃) i løpet av to (Needler, 1940) til fem (North and Shaefer, 1963) dager. Det dannes heller ingen biprodukter som er farlig for miljøet (North, 1969).

Brent kalk i en dose som er dødelig for pigghuder, som sjøstjerner, kråkeboller og sjøpølser, er relativt harmløs for organismer beskyttet av skjell eller slim. Needler (1940) rapporterte at østers, hummer, krabber og reker var uaffektet av de dosene som var nødvendig for å ta livet av sjøstjerner, og at blant mange fiskearter som ble eksponert var det bare flyndre som fikk skader. Dette var imidlertid fisk som ble holdt i en tank og ikke hadde mulighet til å trekke unna. Flyndre (*Pseudopleuronectes americanus*) som ble dekket av brent kalk under feltforsøk utenfor kysten av Canada, viste ingen tegn på stress eller andre negative effekter (Bernstein and Welsford, 1982).

Nyere laboratorieforsøk gjennomført av Shumway et al. (1988) viste at organismer som ikke var mål for behandlingen (non-target), nesten ikke opplevde dødelighet ved påføring av de doser som var nødvendig for å drepe 100 % av sjøstjernene (Tabell 12).

Tabell 12. Overlevelse hos marine non-target organismer (som ikke er mål for behandlingen) ved doser som dreper 100 % av sjøstjernene. Tabell basert på tall fra (Shumway et al. (1988)).

Art	Start	Antall	Slutt	% dødelighet
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	120		113	6
Hummer (<i>Homarus americanus</i>)	10		10	0
Sandmakk (<i>Nereis virens</i>)	20		19.2	4
Blodmakk (<i>Glycera dibranchiata</i>)	20		18.5	7
Strandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	50		48.3	3
Sjøstjerne (<i>Asteris vulgaris</i>)	11		0	100

Ved forsøkets slutt ble det observert at hummerne spiste blåskjell og snegler og at de også gravde i bløtbunnsbedene der de marine markene hadde tilhold. Denne predasjonen var årsaken til at dødeligheten for non-target-organismene i forsøket ikke ble enda lavere.

Resultatene sammenfaller med rapportering av non-target-dødelighet gitt av Bernstein og Welsford (1982).

3.4.3 Kalkingsøkonomi

I Norge produseres det årlig ca 6.5 millioner tonn kalkstein (Gautneb, 2012). Skal man kalke 2000 kvadratkilometer nedbeitet tareskogbunn med 300 gram kalk per kvadratmeter, vil det gå med 0.6 millioner tonn brent kalk (CaO). Med gjenvækst av tare i det kalkede området kan det bindes i størrelsesorden 7 millioner tonn CO₂. Får man mye eller lite CO₂-binding igjen for kalken man benytter? Et foreslått tiltak mot havforsuring er utmating av finmalt kalk (CaCO₃) i oppvellingssområder i havet (Harvey, 2008). Kalk er i utgangspunktet tungt løselig, men den vil løses opp etter hvert som den synker nedover i dypet og trykket øker, mens oppstrømningen vil bringe den løste kalken til de øvre vannlag hvor utveksling av CO₂ med atmosfæren og følgelig havforsuringen finner sted. Dersom man bruker fossile energikilder for å knuse, transportere og spre kalken vil nettoeffekten reduseres, men uten å regne inn disse faktorene, vil nøytralisering av 1 million tonn CO₂ i følge Harvey kreve tilsetning av 4 millioner tonn finmalt kalkstein.

Dette indikerer at bruk av kalk til å stimulere tarevekst er i størrelsesorden 40 ganger mer effektivt enn bruk av kalk til kjemisk nøytralisering av forsuringseffekten av CO₂. Kostnaden for spredning av 0.6 millioner tonn kalk vil være i størrelsesorden NOK 1.2 mrd, mens en pris på 200 kroner per tonn bundet CO₂ vil innbringe NOK 1.4 mrd. Kjemisk nøytralisering av CO₂ gjennom innblanding av kalkstein eller brent kalk er av økonomiske grunner neppe interessant i overskuelig framtid. Bruk av kalk til å øke den biologiske lagringen av CO₂ kan imidlertid vise seg å være økonomisk gunstig allerede i dag.

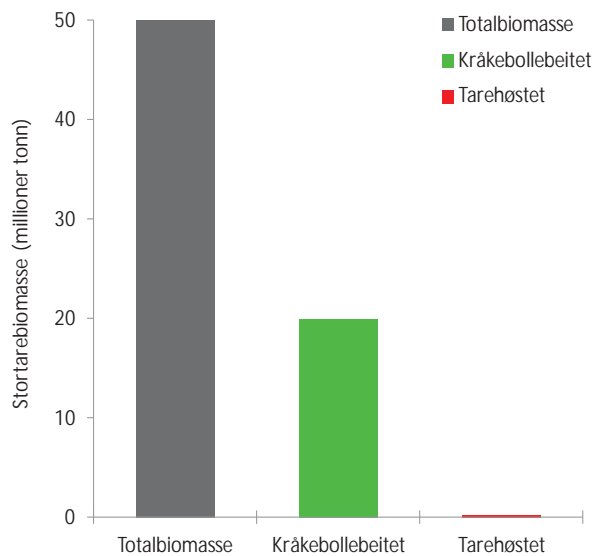
Denne konklusjonen forsterkes ytterligere om man regner inn verdien av økt yngelproduksjon, og økt industrielt uttak av tare i de revegeterte områdene. Potensialet for økt høsting og økt yngelproduksjon diskuteres derfor i de to påfølgende kapitlene.

3.4.4 Revegetering øker grunnlaget for bærekraftig høsting av tare

I dag høstes det rundt 150 000 tonn tare til industrielle formål i Norge, noe som utgjør rundt 0.3 % av den stående tarebiomassen langs norskekysten og rundt 1 % av beregnet årlig tilvekst. Samtidig er det en voksende etterspørsel etter biomasse til mange nye formål. De største forekomstene av stortare finnes på kysten av nordvestlandet der vekstforholdene er spesielt gunstige (Sjötun et al., 1995) og det største potensialet finnes kanskje i områder som i dag er nedbeitet av kråkeboller (Figur 20).

Ser man til skogbruk, hvor vi har lang erfaring innen utnyttelse av makrovegetasjonen, har Norge en årlig avvirkning på 40 % av tilveksten, ifølge tall fra SSB (Norges skogareal = 120 000 km², produktiv skog = 83 000 km², årlig tilvekst = 24.8 mill m³ og årlige avvirkningen = 9.7 mill m³). Nå er det en hel rekke forhold som skiller terrestriske og marine miljø. Mens furu og gran har en omløpstid (alder frem til høsting) på 70-140 år, vil for eksempel stortare ha en omløpstid på kun 3-10 % omløpstiden for furu og gran. Med hensyn til avvirkningsgrad,

vekst, rekruttering og økologiske effekter, er det vesentlig lettere å følge med på endringer som skjer på land enn tilsvarende under vann.



Figur 20. Biomassetall for stortare langs norskekysten. Estimert totalbiomasse (mørk søyle), biomasse beitet av kråkebolle (grønn søyle) og høstet biomasse (rød søyle).

Bare ut fra tallene er det lett å se et potensial til økt uttak, ikke minst om en større del av de kråkebollenedbeitede områdene igjen ble tilvokst med tare. Men det er en forutsetning at økt verdiskaping skal være kunnskapsbasert og bærekraftig, og styrt gjennom en økosystembasert forvaltning. Det er stort kunnskapsbehov mht potensialet i tarehøsting, samt til økologiske effekter, fysiske effekter og konflikthåndtering.

Hvis uttaket økes fra dagens nivå til 1 % av stående biomasse, betyr dette en høsting i størrelsesorden 500 000 tonn pr år. Med en så kraftig økning i tilgang på tare, vil det være rom for mange nye former for utnyttelse og investeringer i nye produkter. Eksempelvis vil 350 000 tonn tarestilker gi et råvaregrunnlag for nærmere en 3-dobling av alginatproduksjonen, samtidig som 150 000 tonn tareblader kan anvendes som råvare til andre formål. Inkluderer man også aktiviteter knyttet til prosessering og raffinering av råvaren, snakker en om en økning i verdiskaping på mer enn én milliard kr pr år.

Forekomstene av stortare langs kysten kartlegges gjennom Nasjonalt Program for Kartlegging av marint biologisk mangfold (www.dirnat.no/naturmangfold/kartlegging/naturtyper/marint/) og gjennom ressurskartlegging som overvåker industriell tarehøsting.

3.4.5 Revegetering kan gi økt yngeloverlevelse

Prissetting av tareskogens økosystemtjenester er, bortsett fra karbonbinding, vanskelig. Michaelsen (2012) viser at det i Porsangerfjorden nesten ikke er 0- og 1-gruppetorsk i områder med mindre enn 20 % dekning av vegetasjon på bunnen. Tilsvarende ble det registrert opp til 33 0-gruppetorsk per 1000 m² på den mest tallrike lokaliteten. Dersom man anslår at antallet torskeyngel i snitt øker fra 0 til 15 per 1000 m², når nedbeitede områder revegeteres ved hjelp av brent kalk, og at produksjonen i den revegeterte lokaliteten per torskeyngel også økes med 2 stk sei-, rødspette- eller steinbityngler, vil kostnaden per

fjordyngel beløpe seg til 13 kroner per stk. Revegetering av 2000 kvadratkilometer tareskog ville under disse forutsetninger produsere 90 millioner yngel til en verdi av 1.2 milliarder kroner hvert år. Om antall yngel er riktig, kan prisen per yngel reduseres betraktelig, og likevel gi lønnsomhet i kalkingsprosjektet, om man avskriver kalkingskostnaden over noen år. Økte leveområder, for eksempel hos 0- og 1-gruppe yngel av kysttorsk, kan øke lokal rekruttering, styrke lokale bestander og gi lokal og regional verdiskaping. Foruten gjenvekst av tare på sjøbunnen, er det mulig å skape flytende anlegg som kan bidra til økt produksjon. Utforskning av et slikt system er foreslått.

3.5 Flytende tareanlegg som omsetter produksjonen i økosystemet

3.5.1 Kapasitet for CO₂-, nitrogen- og fosfatbinding

Karbondioksidmengder tilsvarende Norges utslipp kan i teorien bindes opp i tare, som i annen biomasse. Utover selve oppbyggingsfasen vil imidlertid rundt 95 % av den påfølgende årlige produksjonen omsettes i økosystemet igjen. Skal karbonet som er fanget i tarebiomasse lagres varig, må det gjøres utilgjengelig for de produktive lag av vannmassene og utveksling mot atmosfæren. En teoretisk mulighet vil være å deponere den årlige produksjonen på dypt vann.

Som det fremgår av Tabell 13, kan hele Norges årlige utslipp på 53 millioner tonn CO₂ bindes opp i et taredyrkingsanlegg som dekker 15 000 kvadratkilometer, eller tilsvarende Møre og Romsdal fylkes areal, og koster NOK 37 milliarder. Arealet forutsetter en årlig produksjon på 10 000 tonn tarebiomasse per kvadratkilometer, og prisen en etableringskostnad til NOK 2.5 mill per kvadratkilometer (Kelly and Dworjanyn, 2008). Det forutsetter også at det hvert år bindes 1000 g C per m², noe som er likt med beregninger av (Broch et al., 2013), men høyere enn de 600 g C per m², som er antatt karbonbinding i tarefarmer etablert under skotske forhold (Aldridge et al., 2012). Broch et al. (2013) og Aldridge et al. (2012) har med utgangspunkt i ulike nitrogen og biomasseestimer for norske og skotske farvann beregnet at flytende vekstanlegg tareanlegg per km² vil ta opp hhv 35 og 24 tonn nitrogen per år, mens beregningen nedenfor basert på nitrogeninnhold fra Lobban and Harrison (1994) og andre biomassetall, noe som gir nitrogenopptak på 46 tonn per år.

Tabell 13. Taredyrkingsanlegg som enten omsettes i grunne områder i en fjord for å øke produksjonen eller etableres offshore med tanke på å binde og deponere 100 % av Norges årlige klimagassutslipp på dypt vann. Årlig opptak av næringssalter (nitrogen, fosfor, karbon), CO₂-binding, og biomasseproduksjon (våtvekt), samt arealbehov (areal) og etableringskostnad. Nitrogen og fosforinnhold er beregnet fra Lobban and Harrison (1994), mens karboninnhold er beregnet fra Gundersen et al. (2010b)

Parameter	I en fjord	Offshore
Areal (kvadratkilometer)	100	14 722
Nitrogen (tonn)	4 600	677 212
Fosfor (tonn)	560	82 443
Karbon(tonn)	100 000	14 722 222
CO ₂ (tonn)	360 000	53 000 000
Biomasse (tonn)	1 000 000	147 220 000
Etableringskostnad (milliard NOK)	0.25	37

Etableringskostnaden vil bli høyere enn forutsatt fordi prisen er basert på anlegg bygget på beskyttede lokaliteter, mens et slikt anlegg som nevnt må etableres offshore. Det vil

sannsynligvis finne sted en naturlig høsting i form av at høst- og vinterstormer vil rive løs tarebladene, men bølgeeksponering vil også være en utfordring i forhold til å gjøre installasjonene stabile nok til at taren kan holde seg fastsittende gjennom vekstsyklusen (Chynoweth, 2002). Anlegget vil redusere næringssaltmengden i det arealet anlegget dekker, og således blant annet påvirke planteplanktonproduksjonen negativt (Aldridge et al., 2012). Chynoweth (2002) skisserer ulike metoder for å pumpe opp næringsrikt dypvann til store offshore tareanlegg, men dypvann er mer karbonrikt enn overflatevann, slik at netto karbonfangst blir redusert.

Etableringen av anlegget vil representere en engangskostnad, mens påvekst og utsynking vil gå av seg selv over mange år, slik at "driftskostnadene" i hovedsak vil være knyttet til vedlikehold av anlegget. I *The Ocean Sunrise Project* ser Japan på muligheten av å produsere 150 millioner tonn tarebiomasse i offshoreanlegg, der formålet er å utnytte taren til etanolproduksjon (Aizawa et al., 2007). Produksjonsmengden er sammenlignbar med produksjon i karbonlagringsalternativet diskutert her. Summen av arealbeslag, teknologiske og biologiske utfordringer, kostnader, og mulige økologiske konsekvenser gjør likevel et slikt prosjekt tilnærmet uaktuelt som metode for å balansere nasjonale CO₂-utslipp. Fangst av en mindre andel av de nasjonale CO₂-utslippene i vekstanlegg anlagt i beskyttede kystnære strøk, hvor man eventuelt sleper produksjonen til egnede deponeringssteder, vil av areal og logistikkhensyn være like lite hensiktsmessig; nøytralisering av 10 % av de nasjonale utslippene vil kreve i størrelsesorden 1500 km² dyrkingsareal.

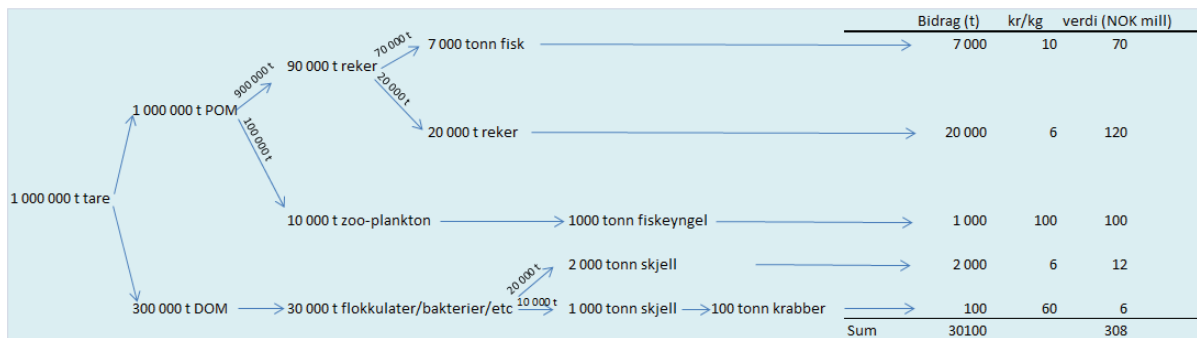
Som metode for å øke verdiskapingen i en fjord, kan et mindre anlegg som omsetter produksjonen i økosystemet ha potensial, og denne muligheten blir diskutert nærmere i neste kapittel.

3.5.2 Yngelproduksjon, fiskeplasser og annen næringsvirksomhet

En alternativ anvendelse av tareanlegg er å la anleggene få stå i fred etter etableringen i relativt grunne områder inne i fjordene. Det vil si at de ikke høstes, men at man lar de "hengende hagene" bidra til å anrike økosystemet med organisk materiale, som igjen vil øke produksjonen av verdifulle organismer høyere oppe i næringskjeden. Tare bidrar ikke bare til næringsgrunnlaget den de vokser, men en betydelig andel løsrevet tare vil transporteres bort fra vekstområdet, og kan utgjøre en viktig diettkomponent i terrestriske områder, så vel som fjæresone-, og dypvannsområder (Polis og Hurd, 1996; Harrold et al., 1998; Dugan et al., 2003).

I Figur 21 er en hypotetisk biomasseflyt fra et anlegg på 100 kvadratkilometer til en sannsynlig underestimert etableringskostnad på NOK 250 millioner skissert. I dette anlegget

vil det årlig produseres 1 million tonn fast biomasse (våtvekt). I tillegg til den faste biomassen vil taren produsere 30-40 % løst organisk materiale (Mann, 2000), som skilles ut i vannet og omsettes i næringskjeden. Med utgangspunkt i 1 million tonn tarebiomasse produsert per år, kan man se for seg en serie næringskjeder som ender ut i ulike kommersielt interessante marine organismer høyere oppe i næringskjeden (Figur 21).



Figur 21. Hypotetisk modell for økosystemomsetning av 1 million tonn tare + 30 % løst organisk materiale der alt ender opp i kommersielt interessante høstbare ressurser. Fiskeyngel høstes ikke direkte, men verdien er satt til 10 kr per yngel a 100 gram, og altså 100 kr per kilo.

Den gjennomsnittlige overføringseffektiviteten gjennom næringskjeden er beregnet til 10 % mellom hvert ledd, men verdiene (N=140) som danner grunnlaget for dette tallet varierer fra ca. 2 til 20 % (Pauly, 2010).

Økning av antall ledd i forhold til det som er vist i figuren, lavere gjennomsnittlig overføringseffektivitet enn 10 %, og produksjon som ikke forplanter seg til kommersielt interessante arter, vil føre til lavere utbytte enn det som er skissert i figuren. Desto mindre andel av taren som ender opp i kommersielt interessante arter, desto større må verdiskapningen per enhet være dersom det skal være økonomisk interessant å realisere anleggene. For eksempel kan det tenkes at et taneanlegg med relativt lavt utbytte kan være lønnsomt dersom det benyttes som utgangspunkt for turistfiskevirksomhet, men ikke dersom utbyttet tas ut gjennom tradisjonelle fiskerier. Kongekrabbe er en kommersielt svært verdifull bestand i Finnmark, ikke minst øst for Nordkapp hvor den forvaltes med tanke på optimalt varig økonomisk utbytte. Havforskningsinstituttets undersøkelser viser at den fangstbare bestanden av kongekrabbe er for nedadgående i forvaltningssonen, men likevel melder fiskere og krabbemottak at andelen krabber med dårlig kjøttfylling er økende. Det tyder på matmangel. Akkumulering av tarefragmenter i undersjøiske forsøkninger utenfor California understøtter ekstremt høye forekomster av ungfisk, krabber, blekksprut, snegler, børstemark, tanglopper og andre krepsdyr, og til sammen en sekundærproduksjon som langt overstiger det som er rapportert fra andre naturlige systemer (Vetter, 1995). Tilsvarende effekter av tare som rives løs fra vekstanlegg vil føre til gode beiteforhold for kongekrabbe i fjordene.

Om denne type anlegg fører til økt retensjonen og overlevelse hos for eksempel kysttorsk, vil det ha en verdi utover den umiddelbart økonomiske, dersom man verd(i)setter overlevelse av unike bestander som sådan.

På den annen side vil økt tareproduksjon per arealenhet kunne bidra til større utbytte videre utover i næringsnett. Forsøk i regi av SINTEF har vist at tareproduksjonen kan økes om vekststrukturene plasseres nedstrøms for oppdrettsanlegg, kontra i områder uten nærhet til konsentrerte nitrogenkilder (Skjeremo, 2011). Det er imidlertid vist at makroalger akkumulerer nitrogen i vintermånedene når det er omrøring i vannmassene og ikke konkurranse om disse

ressursene, og benytter de oppbygde reservene slik at de kan vokse hurtig også når nitrogenmengden i vannet reduseres utover sein vår og forsommer (Chapman and Craigie, 1977; Hanisak, 1979; Davison et al., 1984). De er også i stand til å akkumulere større mengder næringsalter når disse blir tilgjengelig i pulser utover sommeren, og slik til å opprettholde høy vekst i påfølgende perioder med lave næringsaltkonsentrasjoner i sjøvannet (Rosenberg og Ramus, 1982; Rosenberg et al., 1984; Fujita, 1985; Lapointe, 1985).

Som utgangspunkt må man ta høyde for at anleggene reduserer næringsaltkonsentrasjonen i det området de dekker, og at dette vil hemme mikroalgeproduksjonen i det aktuelle området (Aldridge et al., 2012). Etersom taren i dette tilfellet ikke fjernes fra økosystemet, vil netto tilførsel av organisk materiale likevel øke, fordi tare er rundt 10 ganger mer produktiv enn planteplankton per arealenhet. Det kan likevel være en del å hente produksjonsmessig på å sikre en jevn tilførsel av næringsalter til vekststrukturene gjennom sommersesongen. Berntsen et al. (2002) har modellert at styrt oppvelling av næringsrikt dypvann inne i fjordene kan tredoble produksjonen av planteplankton. Et praktisk forsøk gjennomført i Lysefjorden i Rogaland med bruk av ferskvann til å løfte næringsrikt dypvann til den produktive sonen har bekreftet dette potensialet (Aure et al., 2007). Om det næringsrike vannet gjøres tilgjengelig i de øverste 20 meterne av vannsøylen, kan denne teknikken også benyttes til å gjødle og dermed øke produksjonen i tarestrukturer. Anriking av bunnen med store mengder organisk materiale må planlegges og følges nøye for ikke å indusere oksygensvikt i bunnsedimentene. Fjordene i Finnmark er uten terskler i munningen, og vil følgelig ha god gjennomstrømning ved bunnen, noe som igjen kan gjøre dem godt egnet for utprøving av denne type anlegg.

Utsetting av vekststrukturer til skjell i overflaten, kunstige rev på bunnen, yngel av utvalgte arter samt krabber, kan bidra til å øke uttaket av kommersielt interessante arter fra disse strukturene. Likeså kan, som nevnt, dreining mot en større del av uttaket i form av turistfiske øke verdien på fangsten. Det er også interessant å merke seg at uttak på lave trofiske nivåer, som reker, gir store bidrag til volum og verdi.

Utvikling av metoder for å øke den marine matproduksjonen kan få stor betydning i et framtidig matsikkerhetsperspektiv, siden landbasert produksjon kan oppleve mangel på fosfat, som er en essensiell, ikke fornybar og begrenset komponent, i kunstgjødsl. Uten tilførsel av kunstgjødsl til jordene vil den globale matvareproduksjon falle dramatisk (Tilman et al., 2001). Fosfat til kunstgjødselsproduksjon utvinnes fra fosfatstein, som er en ikke-fornybar og begrenset ressurs. Marokko, som har nærmere 77 % av de globale ressursene, må øke produksjonen med 700 % fram mot 2070 for å dekke opp for underskuddet fra tømte kilder andre steder i verden (Cooper et al., 2011). Det er et åpent spørsmål om det er mulig. En annen studie konkluderer at verdens fosfatreserver vil være uttømt i løpet av 50 -100 år (Cordell et al., 2009).

3.6 Kunnskapsbehov

Tare er i utgangspunktet en av klodens mest produktive planter, og de norske tareskogene binder i stående biomasse mellom 1000 g C m⁻² per år (Pedersen et al., 2012) og 3000 g C m⁻² (Abdullah og Fredriksen, 2004). Til sammenlikning binder planteplankton i norske

kystfarvann typisk mellom 110-140 g C m⁻² (Aure et al., 2007). Tareskogen bygger således i størrelsesorden 10 ganger mer biomasse per arealenhet enn planteplankton. Mengden fisk og skalldyr i et økosystem er proporsjonal med mengden plantebiomasse som systemet kan produsere.

FN-rapporten "Blue Carbon" skriver at marin vegetasjon sannsynlig har stor betydning for opptak av CO₂ og lagring i havbunnen langs norskekysten (Nellemann et al., 2009). Ettersom tare vokser på hardbunn og derfor ikke lagrer karbon i de underliggende sedimentene, er det imidlertid vanskelig å anslå hvor mye som transporteres til og langtidslagring i sedimenter andre steder, eller langtidslagres i dypvannsområder. Tall for karbonlagring fra norsk tareskog er kun anslått ut fra terrestrisk modeller for akkumulering av karbon i skogsjord. Her trengs det ny kunnskap.

Den intensive produksjonen i tareskogen vil omsettes videre i økosystemet dersom man ikke tar den opp på land. Det er for eksempel vist at filterfødere som skjell og rur vokser 2-5 ganger raskere når de settes ut på taredominerte versus nedbeitede lokaliteter (Duggins et al., 1989). Denne økte produksjonen vil igjen kunne understøtte økte bestander av for eksempel fisk, krabber og sjøfugl, i tillegg til at strukturene vil danne et attraktivt fysisk leveområde til for eksempel fiskeyngel.

Betydelige andeler av biomassen fra tareskoger vil omsettes i vintermånedene, når mikroplanteplankton ikke vil ha lysforhold for å produsere biomasse. Tare kan derfor bidra til å sikre kontinuitet i tilførsel av drivstoff til økosystemet gjennom hele året.

Kråkebollens nedbeiting av tareskog har vært spesielt omfattende på beskyttede lokaliteter og inne i fjordene (Sivertsen, 1997), og det er derfor grunn til å anta at produksjon og artsmangfold vil kunne økes betydelig gjennom reetablering av nedbeitet tareskog, og i tillegg gjennom etablering av tare i hengende kulturer over områder hvor taren ikke har naturlig gode levekår på grunn av manglende substrat eller lys.

Gjenvekst av tare på arealer som i dag er nedbeitet, gir også et potensial til økt høsting av tare. Kunnskapsbasert, bærekraftig og økosystembasert forvaltning, er imidlertid en forutsetning for økt høsting. Det er et stort kunnskapsbehov knyttet til potensialet i tarehøsting, utnyttelsesgrad, økologiske og fysiske effekter, og konflikthåndtering.

Økosystembasert og bærekraftig tarehøsting innebærer god gjenvekst av tare innen rimelig tidsrom i de høstede områdene, og at høstingen ikke har negative langtidseffekter på andre arter eller økosystemfunksjoner knyttet til tareskogene. Med tareskogens kompleksitet er det en utfordring å fastsette sannsynlige langtidseffekter på effekter på arter, og i langt større grad på økosystemnivå. Stortare har en gjenvekstperiode på 4-8 år avhengig av geografisk område (Christie et al., 1998; Steen, 2011 b) og det er behov for ny kunnskap som kan legges til grunn for rådgivning for bærekraftig forvaltning, som inkluderer høstemetodikk, utnyttelsesgrad av høstefeltene, områdevern, omløpstid med videre. Målet må være best mulig ressursutnyttelse og minst mulig økologiske ringvirkninger. Det forutsetter en grundig dokumentasjon av

hvilke effekter tarehøstingen har på det omkringliggende miljø og assosierte organismer, og det er et betydelig behov for tareovervåkingen i forhold til dagens stikkprøvebaserte undersøkelser. Kunnskapsbehovet gjelder også potensialet for uttak i områder med gjenvekst av tareskog.

Med en mulig økt verdiskapning i størrelsesorden én milliard kr per år, er det rom for forskning både på produktutvikling (for eksempel biodrivstoff, mat, fôr, etc) og på økosystemforståelse. I tillegg er det behov for bedre ressurskart som utfyller dagens naturtypekartlegging og metoder for slik kartlegging eksisterer, for eksempel akustikk (ekkolodd, sonar), visuelle metoder (ROV, AUV, nedsenkbare kamera), samt utvikling og verifisering av bedre biomassemodeller.

Potensialet for økt produksjon, restaurering av nedbeitede arealer og binding av karbon kan bare evalueres gjennom praktiske forsøk. Stikkordsmessig kan de viktigste forskningsutfordringene adresseres i følgende overskriftsform:

- Restaurering: Studere effekt av og kostnader knyttet til revegetering i nedbeitede fjordområder (Fjordkalk – igangsatt høsten 2013)
- Predatorkontroll: Utsetting av steinbit i revegeterte områder for å kontrollere kråkebollebestanden og hindre ny nedbeiting, samt bidra til økt verdiskaping
- Hengende hager: Etablere og studere effekten av vekstanlegg for tare som omsetter produksjonen i det omkringliggende økosystemet
- Bærekraftig høsting: Studere bærekraft, potensial og marked for økt uttak til industriformål

3.7 Forslag til tarerelaterte aktiviteter for økt karbonfangst og matproduksjon

3.7.1 Restaurere nedbeitet tareskog

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

I Porsangerfjorden har Havforskningsinstituttet, i samarbeid med Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Universitetet i Tromsø og Franzefoss Miljøkalk AS, etablert 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 småskalaforsøk viser at kalkingsmetoden er effektiv: kråkebollebestanden reduseres øyeblikkelig og tarevegetasjonen vokser til på de kalkbehandlede lokalitetene, med påfølgende ansamling av fiskeyngel, krepsdyr (som er føde for fisk) og totalt sett en klar økning av biomangfoldet.

For å evaluere hvorvidt man kan oppnå en bærekraftig endring med effekter på fiskerier og andre kystressurser, er småskalaforsøkene oppskalert og større områder (800 000 m²) behandlet med 200 tonn kalk høsten 2013. Innsatsen inkluderer i tillegg til det biologiske aspektet også teknologiutvikling i forhold til spredning av selve kalken, slik at kost/nytte ved en eventuell behandling av nedbeitede områder langs kysten kan presenteres ved prosjektets slutt.

Forskningsprosjektet "Fjordkalk" er initiert med finansiell støtte fra Regionalt forskningsfond, Sametinget, Franzefoss Miljøkalk AS, og Havforskningsinstituttet.

3.7.2 Predatorkontroll ved utsetting av steinbit

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) før disse rekker å etablere effektive kråkebollebeitende bestander. Behandlingssuksess over tid er avhengig av at det etableres arter som kan beite på 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 en hummerart (*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 et al., 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.

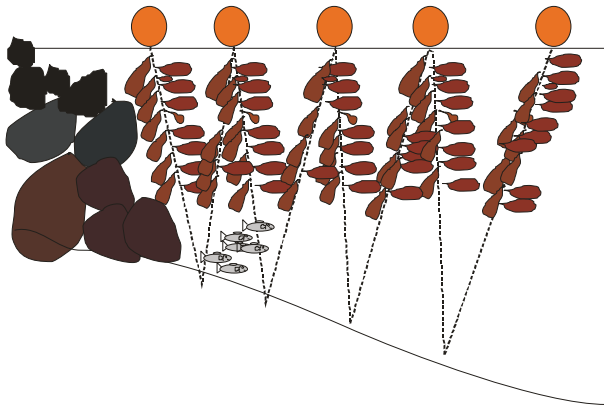
3.7.3 Dyrkingsanlegg for tare som omsetter produksjonen i økosystemet

Mål: Øke mengde kommersielt attraktive arter i fjordene

Naturlige tareskoger er i størrelsesorden 10 ganger mer produktive enn planteplankton i de åpne vannmasser (http://www.imr.no/publikasjoner/andre_publicasjoner/rapporter/nb-no). Dyrking av tare i frie vannmasser, for eksempel på bøystrekk (Figur 22), kan øke produksjonen ytterligere, fordi man i slike anlegg kan benytte 15 meter av vannsøylen til vekst over store arealer, mens naturlige tareskoger bare kan vokse ca 2 meter opp fra bunnen. Taredyrkingsanlegg som ikke høstes, vil omsette produksjonen i økosystemet, og i tillegg bidra til økt sporeproduksjon og mer effektiv tarerekruttering til nærliggende hardbunnsområder. De kan således fungere som biologiske *hot-spots*, som gir skjul og mat til for eksempel fiskeyngel (Figur **Figur 22**).

Om overlevelsen hos yngel gjennom det sårbare første året er en flaskehals i Porsangerfjorden, og andre nedbeitede fjorder, kan opprettelse av tareanlegg føre til at større mengder yngel holdes tilbake i systemet, og etter hvert bidrar økte mengder også av stor fisk.

Større mengder skalldyr, skjell og fisk samlet rundt tareanlegg kan i forlengelsen skape mulighet for økt uttak og turistfiske på attraktive arter.



Figur 22. Biologisk hot-spot, med kunstige rev og tarestrukturer. Produksjonen vil foregå i de øverste 15 meterne, men produksjons-tauene vil gå ned til bunnen. Tauene bidrar 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.

3.7.4 Bærekraftig høsting av tare

Mål: Utrede grenser for bærekraftig høsting av stortare

Basert på det faktum at det i dag årlig høstes ca 0.3 % av stående biomasse på rundt regnet 50 millioner tonn (våtvekt), har Norge et potensial til økt høsting av denne ressursen.

I 40 år har kråkeboller spist opp store deler av tareskogene i Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark og forvandlet produktiv skog til 2000 km² naken sjøbunn. Det foregår i dag stedvis naturlig gjenvekst i de nedbeitede områdene (Norderhaug og Christie, 2009; Fagerli et al., 2013), og Fjordkalk-prosjektet studerer muligheten for å akselerere prosessen gjennom utmating av kalk.

Reduserte kråkebolleforekomster i Midt-Norge, samt at det er et urealisert potensial i dagens nedbeitede områder i størrelsesorden 20 mill tonn tare, har åpnet for nye muligheter. I 2010 ble det åpnet opp for prøvehøsting i Midt-Norge, og prøvehøstingsprosjektet har vist lovende resultater i form av god høstbarhet og små skadeeffekter (Steen, 2010; Steen et al., 2011, 2012). Gjenvekst av tare, naturlig eller initiert gjennom tiltak, gir et stort potensial for økt verdiskaping.



Figur 23. Småfisk samles rundt eldre tareplanter som står igjen etter taretråling. Året etter tråling er trålsprene dekket med ny tare som naturlig vokser opp. Bildet er fra Nord-Trøndelag 2012 og hentet fra rapporten: Effekt av tarehøsting på fisk og skalldyr, av H Steen, T Bodvin, F Moy. Fisken og Havet 2013.

3.8 Referanser

- 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 UK* 84:887-894.
- Aizawa M, Asaoka K, Atsumi M, Sakou T. 2007. Seaweed Bioethanol Production in Japan - The Ocean Sunrise Project. In: OCEANS 2007. p 1-5.
- Aldridge J, van de Molen J, Forster R. 2012. Wider implications of macroalgae cultivation. In: The Crown. p 95.
- Alverson WS, Waller DM, Solheim SL. 1988. Forests too deer - edge effects in northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2:348-358.
- AMAP. 2013. AMAP Assessment 2013: Arctic Ocean Acidification. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. viii + 99 pp. Oslo: AMAP.
- 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.
- Bekkby T, Moy FE. 2011. Developing spatial models of sugar kelp (< i> *Saccharina latissima*</i>) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95:477-483.
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L, Bakkestuen V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 66:2106-2115.
- Bergheim A, Braaten B. 2007. Modell for utslipp frå norske matfiskanlegg til sjø. In: Rapport IRIS: Blue Planet.
- 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.
- Broch OJ, Ellingsen I, Forbord S, Wang X, Volent Z, Alver MO, Handå A, Andresen K, Slagstad D, Reitan K. 2013. Modelling the cultivation and bioremediation potential of the kelp *Saccharina latissima* in close proximity to an exposed salmon farm in Norway. *Aquac Environ Interact* 4:187-206.
- Campbell K, Donlan CJ. 2005. Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* 19:1362-1374.
- Carrion V, Donlan CJ, Campbell KJ, Lavoie C, Cruz F. 2011. Archipelago-Wide Island Restoration in the Galapagos Islands: Reducing Costs of Invasive Mammal Eradication Programs and Reinvasion Risk. *Plos One* 6.

- Chapman A. 1981. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. *Marine Biology* 62:307-311.
- Chapman A, Craigie J. 1977. Seasonal growth in *Laminaria longicuris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Marine Biology* 40:197-205.
- 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* 375:49-58.
- Christie H, Jorgensen 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, Leinaas H, Skadsheim A. 1995. Local patterns in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. *Ecology of fjords and coastal waters*, Elsevier, Amsterdam:573-584.
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396:221-233.
- Chynoweth DP. 2002. Review of biomethane from marine biomass. In. Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Collie J, Minto C, Worm B, R. B. 2013. Predation on prerecruits can delay rebuilding of depleted cod stocks. *Bulletin of Marine Science* 89(0):15.
- Cooper J, Lombardi R, Boardman D, Carliell-Marquet C. 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources Conservation and Recycling* 57:78-86.
- Cordell D, Drangert JO, White S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 19:292-305.
- Cowen RK. 1983. The effect of sheephead (*Semicossyphus Pulcher*) Predation on red-sea urchin (*Strongylocentrotus Franciscanus*) populations - an experimental-analysis. *Oecologia* 58:249-255.
- Creel S, Winnie JA, Christianson D. 2009. Glucocorticoid stress hormones and the effect of predation risk on elk reproduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:12388-12393.
- Daan N, Rijnsdorp AD, Vanoverbeeke GR. 1985. Predation by north-sea herring *clupea harengus* on eggs of plaice *pleuronectes platessa* and cod *gadus morhua*. *Transactions of the American Fisheries Society* 114:499-506.
- Davison I, Andrews M, Stewart W. 1984. Regulation of growth in *Laminaria digitata*: use of in-vivo nitrate reductase activities as an indicator of nitrogen limitation in field populations of *Laminaria* spp. *Marine Biology* 84:207-217.
- Dugan JE, Hubbard DM, McCrary MD, Pierson MO. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58, Supplement:25-40.
- Duggins DO, Simenstad CA, Estes JA. 1989. Magnification of secondary production by kelp Detritus in coastal marine ecosystems. *Science* 245:170-173.
- Elnor RW, Vadas RL. 1990. Inference in ecology: the sea urchin phenomenon in the northwestern Atlantic. *American Naturalist*:108-125.
- Estes JA, Palmisan JF. 1974. Sea otters - their role in structuring nearshore communities. *Science* 185:1058-1060.
- Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie HC. 2013. Lack of sea urchin settlement may explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway. *Marine Ecology Progress Series* 488:119-132.
- Falk-Petersen I-B, Lønning S. 1983. Reproductive cycles of two closely related sea urchin species, *Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F. Müller) and *Strongylocentrotus pallidus* (G.O. Sars). *Sarsia* 68:157-164.
- Falk-Petersen IB, Kanapathipilai 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.

- Frank KT, Petrie B, Choi JS, Leggett WC. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308:1621-1623.
- 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.
- Fryer L, Simmons D. 1977. Food power from the sea: the seaweed story: Mason/Charter.
- Fujita RM. 1985. The role of nitrogen supply variability in regulating nitrogen uptake by macroalgae and in structuring a macroalgal community. In: Boston University.
- Gautneb H. 2012. Kommuneplan Tromsdalen, Verdal. Oversikt over geologiske forhold, marked og produksjon av kalkstein. In: Norges Geologiske undersøkelser, Postboks 6315 Sluppen, 7491 Trondheim. p 29.
- Gederaas L, Salvesen I, Viken Å. 2007. Norsk svarteliste 2007 : økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Trondheim: Artsdatabanken.
- Gjøsæter J. 1987. Habitat selection and inter year class interaction in young cod (*Gadus morhua*) in aquaria. *Flodevigen rapportser* 1:27-36.
- Guidetti P. 2007. Potential of marine reserves to cause community-wide changes beyond their boundaries. *Conservation Biology* 21:540-545.
- Gundersen H, Christie H, de Wit H, Norderhaug K, Bekkby T, Walday M. 2010a. Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper. In: NIVA. p 25.
- Gundersen H, Rinde E, Christie H. 2010b. Perspektivstudie av kråkeboller: fra problem til ressurs : analyse av resursgrunnlaget for høsting av kråkeboller og vurdering av økologiske perspektiver knyttet til høstingen. Oslo: NIVA.
- Hagen NT. 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea-urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Sarsia* 68:177-190.
- Hagen NT. 1995. Recurrent destructive grazing of successionaly immature kelp forests by green sea-urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Marine Ecology Progress Series* 123:95-106.
- Hairston NG, Smith FE, Slobodkin LB. 1960. Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* 94:421-425.
- Hanisak M. 1979. Nitrogen limitation of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* as determined by tissue analysis. *Marine Biology* 50:333-337.
- Harrold C, Light K, Lisin S. 1998. Organic enrichment of submarine-canyon and continental-shelf benthic communities by macroalgal drift imported from nearshore kelp forests. *Limnology and Oceanography* 43:669-678.
- Harvey LDD. 2008. Mitigating the atmospheric CO₂ increase and ocean acidification by adding limestone powder to upwelling regions. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 113.
- IPCC. 2007. Drivers of climate change', in *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. In.
- Kain JM. 1977. The biology of *Laminaria hyperborea*. X The effect of depth on some populations *Marine Biological Association of the United Kingdom—Journal* 57:587-607.
- Keats D, Steele D, South G. 1987. The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (*Gadus morhua* L.) in inshore waters off eastern Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 65:49-53.
- 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* 71:867-876.
- Kelly M, Dworjanyn S. 2008. The potential of marine biomass for anaerobic biogas production: a feasibility study with recommendations for further research. The Crown Estate, the Scottish Association for Marine Science, Oban, Argyll, Scotland.
- Kenyon KW. 1969. The sea otter in the Eastern Pacific ocean. Washington: [s.n.].
- Koster FW, Mollmann C. 2000. Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? *ICES Journal of Marine Science* 57:310-323.

- Laffoley D, Grimsditch G. 2009. The management of natural coastal carbon sinks: Lucn.
- Lapointe BE. 1985. Strategies for pulsed nutrient supply to *Gracilaria* cultures in the Florida Keys: Interactions between concentration and frequency of nutrient pulses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 93:211-222.
- 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.
- Leland AV. 2002. A New Apex Predator in the Gulf of Maine? Large, Mobile Crabs (*Cancer borealis*) Control Benthic Community Structure. In: *The University of Maine*. p 143.
- Lobban CS, Harrison PJ. 1994. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lorentsen S-H, Sjøtun K, Grémillet D. 2010. Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation* 143:2054-2062.
- Mann KH. 2000. *Ecology of coastal waters: with implications for management*: Wiley-Blackwell.
- Michaelsen C. 2012. Habitat choice of juvenile coastal cod - the role of macroalgae habitats for juvenile coastal cod (*Gadus morhua* L.) in Porsangerfjorden and Ullsfjorden in Northern Norway. In: *Norwegian College of Fisheries Science: University of Tromsø*. p 42.
- Miller RJ, Reed DC, Brzezinski MA. 2011. Partitioning of primary production among giant kelp (*Macrocystis pyrifera*), understory macroalgae, and phytoplankton on a temperate reef. *Limnology and Oceanography* 56:119-132.
- Moy FE, Christie H. 2013. Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. *Marine Biology Research*, 8(4):357-369
- Myksvoll MS, Sundby S, Adlandsvik B, Vikebo FB. 2011. Retention of Coastal Cod Eggs in a Fjord Caused by Interactions between Egg Buoyancy and Circulation Pattern. *Mar Coast Fish* 3:279-294.
- Needler A. 1940. Use of quicklime for killing starfish on oyster grounds. *Fisheries Research Board of Canada, Ottawa*:2.
- 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*.
- Nelson BV, Vance RR. 1979. Diel foraging patterns of the sea-urchin *Centrostephanus-Coronatus* as a predator avoidance strategy. *Marine Biology* 51:251-258.
- Nielsen EE, Gronkjaer P, Meldrup D, Paulsen H. 2005. Retention of juveniles within a hybrid zone between North Sea and Baltic Sea Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2219-2225.
- Norderhaug K, 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 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 HC. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5:515-528.
- Norderhaug KN, Christie H, Fossa 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.
- North W. 1969. Project activities in the San Diego County. In: *Annual Report: California Institute Technology Keck Lab of Environmental Health*. p 22.
- North W, Shaefer M. 1963. Kelp habitat improvement project final report. In: *University of California, Institute of Marine Research*. p 124.
- Olsen LM, Holmer M, Olsen Y. 2008. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters. Final report, *The Fishery and Aquaculture Industry Research Fund*.
- Paine RT. 1980. Food webs - linkage, interaction strength and community infrastructure - the 3rd tansley lecture. *Journal of Animal Ecology* 49:667-685.

- Paine RT. 2002. Trophic Control of Production in a Rocky Intertidal Community. *Science* 296:736-739.
- Pauly D. 2010. *5 Easy Pieces: The Impact of Fisheries on Marine Ecosystems*: Island Press.
- 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.
- Polis GA, Hurd SD. 1996. Linking marine and terrestrial food webs: Allochthonous input from the ocean supports high secondary productivity on small islands and coastal land communities. *American Naturalist* 147:396-423.
- Reisewitz SE, Estes JA, Simenstad CA. 2006. Indirect food web interactions: sea otters and kelp forest fishes in the Aleutian archipelago. *Oecologia* 146:623-631.
- Rinde E, Rygg B, Bekkby T, Isæus M, Erikstad L, Sloreid S-E, O. L. 2006b. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DN's Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper. . In: Niva. p 32.
- Rinde E, Sjøtun K. 2005. Demographic variation in the kelp *Laminaria hyperborea* along a latitudinal gradient. *Marine Biology* 146:1051-1062.
- Ripple WJ, Beschta RL. 2006. Linking a cougar decline, trophic cascade, and catastrophic regime shift in Zion National Park. *Biological Conservation* 133:397-408.
- Rockstrom J, Steffen W, Noone K, Persson A, Chapin FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sorlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475.
- Rosenberg C, Ramus J. 1982. Ecological growth strategies in the seaweeds *Gracilaria foliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp.(Chlorophyceae): soluble nitrogen and reserve carbohydrates. *Marine Biology* 66:251-259.
- Rosenberg G, Probyn T, Mann K. 1984. Nutrient uptake and growth kinetics in brown seaweeds: response to continuous and single additions of ammonium. *Journal of experimental marine biology and ecology* 80:125-146.
- Røyrvik EA. 2012. Consensus and Controversy - The Debate on Man-Made Global Warming. In: SINTEF.
- Sakshaug E. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. [Oslo]: [Fiskeridepartementet].
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591-596.
- Scheibling R. 1986. Increased macroalgal abundance following mass mortalities of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) along the Atlantic coast of Nova Scotia. *Oecologia* 68:186-198.
- Segers F, Dickey-Collas M, Rijnsdorp AD. 2007. Prey selection by North Sea herring (*Clupea harengus*), with special reference to fish eggs. *Ices Journal of Marine Science* 64:60-68.
- Sheriff MJ, Krebs CJ, Boonstra R. 2011. From process to pattern: how fluctuating predation risk impacts the stress axis of snowshoe hares during the 10-year cycle. *Oecologia* 166:593-605.
- Shumway SE, Card D, Getchell R, Newell C. 1988. EFFECTS OF CALCIUM-OXIDE (QUICKLIME) ON NON-TARGET ORGANISMS IN MUSSEL BEDS. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 40:503-509.
- Sinclair M, Iles TD. 1988. Population richness of marine fish species. *Aquatic Living Resources* 1:71-83.
- Sivertsen K. 1997. Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. Doctor scientiarum, Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø.
- Sjøtun K. 1993. Seasonal Lamina growth in two age groups of *Laminaria saccharina* (L.) Lamour. in Western Norway. *Botanica Marina*, 36: 433-442
- Sjøtun K, Fredriksen S, Lein TE, Rueness J, Sivertsen K. 1993. Population studies of *Laminaria hyperborea* from its northern range of distribution in Norway. In: Fourteenth International Seaweed Symposium: Springer. p 215-221.
- Sjøtun K, Fredriksen S, Rueness J, Lein T. 1995. Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. *Ecology of fjords and coastal waters Elsevier, Amsterdam*:525-536.

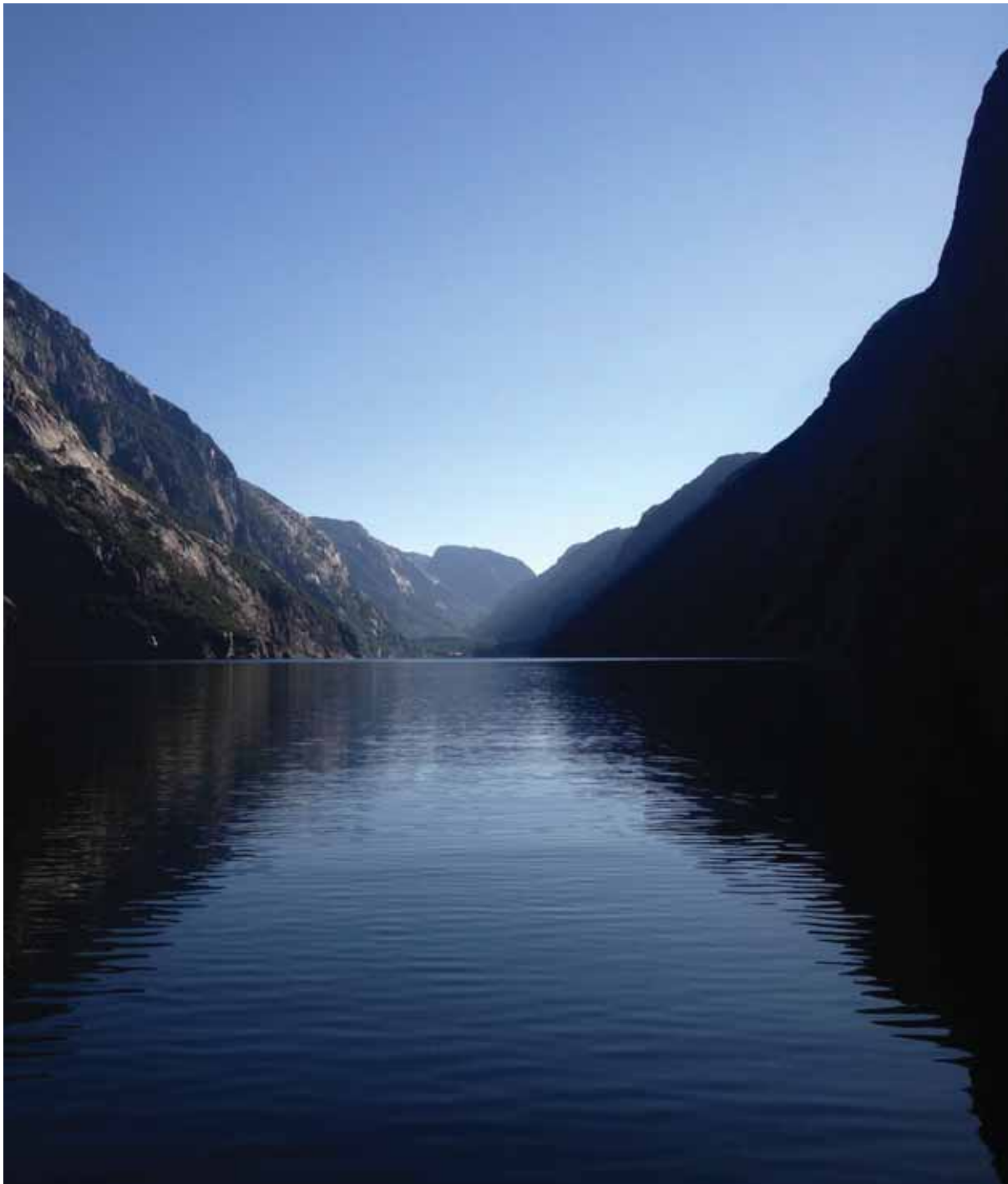
- Skadsheim A, Rinde E, Christie H. 1993. Occurrence and changes in sea urchin density, sea urchin parasite and regrowth of kelp forest along the Norwegian coast from Trøndelag to Troms (in Norwegian with English Summary). . In: NINA. p 1-39.
- Skjermo J. 2011. Tare dyrking – ny næring, mange anvendelser. In: Sintef Fiskeri og havbruk - Faktaark.
- Sogn Andersen G, Steen H, Christie H, Fredriksen S, Moy FE. 2011. Seasonal Patterns of Sporophyte Growth, Fertility, Fouling, and Mortality of *Saccharina latissima* in Skagerrak, Norway: Implications for Forest Recovery. *Journal of Marine Biology*, 2011, 1–8.
- Steen H. 2010. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2012. In: Fisken og Havet: Havforskningsinstituttet.
- Steen H. 2011 b. Undersøkelser av A-felt for tarehøsting i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i 2011.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2011. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2011. . In: Rapport fra Havforskningen Havforskningsinstituttet.
- Steen H, Moy FE, Bodvin T. 2012. Undersøkelser i forbindelse med prøvehøsting av stortare i Nord-Trøndelag 2012. Fisken og Havet. In: Fisken og Havet Havforskningsinstituttet.
- Steneck RS. 2012. Apex predators and trophic cascades in large marine ecosystems: Learning from serendipity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:7953-7954.
- 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, Vavrincec J, Leland AV. 2004. Accelerating trophic-level dysfunction in kelp forest ecosystems of the western North Atlantic. *Ecosystems* 7:323-332.
- Tadesse SA, Kotler BP. 2012. Impact of tourism on Nubian Ibex (*Capra nubiana*) revealed through assessment of behavioral indicators. *Behavioral Ecology* 23:1257-1262.
- Taranger GL, Svåsand T, Heino M, Skilbrei O, Skaala Ø, Wennevik V, Ervik A, Hansen PK, Husa V, Bannister R. 2012. Risikovurdering av miljøvirkninger av fiskeoppdrett-Til Fiskeridirektoratet per september 2012.
- Terborgh J, Estes JA. 2010. *Trophic cascades : predators, prey, and the changing dynamics of nature.* Washington DC: Island Press.
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.
- Toresen R, Østvedt OJ. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. *Fish and Fisheries* 1:231-256.
- Vetter EW. 1995. Detritus-based patches of high secondary production in the nearshore benthos. *Marine ecology progress series Oldendorf* 120:251-262.
- Zanette LY, White AF, Allen MC, Clinchy M. 2011. Perceived predation risk reduces the number of offspring songbirds produce per year. *Science* 334:1398-1401.

4 Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder

Øivind Strand

Bidrag

Tore Strohmeier, Jan Aure, Lars Asplin, Ellen Grefsrud og Vivian Husa har bidratt med kommentarer og tekst.



4.1 Sammendrag

Oppstrømning av næringsrikt dypere vannlag ("oppvelling") er grunnlaget for verdens mest produktive marine økosystemer, deriblant kystområder for dyrking av lav-trofiske resurser som skjell. Norge står internasjonalt i en særstilling med unike naturgitte forutsetninger for havbruksproduksjon, som også er gjeldende for produksjon av arter lavt i næringsnettet, med muligheter for utnyttelse til både humant konsum, fôr-ingredienser, energi, mm.

Basert på erfaringer fra forsøk med kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder har bruk av fersk-/brakkvandsrevet oppstrømning klare fortrinn med hensyn til både energibehov og biologisk produksjon. Sammenlignet med forsøk i Norge er det i Japan gjennomført forsøk med oppstrømning av dypere vann i store dimensjoner, og omfang som påvirker produksjon i regional målestokk.

Kriterier for hvor egnet fjorder er for etablering av kontrollert oppstrømning er gitt ved fjordens terskeldyp, areal, dybdeforhold og tilgang på ferskvann i fjorden. I fjorder med terskel grunnere enn 20 meter vil utveksling av vannmasser med områder utenfor fjorden være begrenset, og slike fjorder vil kunne gi tilgang på næringsrikt bassengvann relativt grunt. De har ofte lang oppholdstid på vann i fjorden og dermed lav fortykning av planteplankton, mens produksjonskapasiteten vil kunne være begrenset av mengde næringssalter i bassengvannet. Fjorder med terskel ned mot 50 m og dypere, er ofte åpnere, har større areal og dybde, og dominerer arealmessig langs kysten. Fjordene vil ha god utskiftning av bunnvann, og har dermed i utgangspunktet betydelig større kapasitet for kontrollert oppstrømning. Etablering i slike fjorder vil imidlertid kreve tilsvarende større kapasitet på anlegg (mengde fersk/brakkvann og lengde på rør) som henter det næringsrike vannet på større dyp.

Basert på klassifisering av vanntyper i kystvann (www.vannportalen.no) er det kartlagt fjorder med potensial for kontrollert oppstrømning. Totalt er 143 fjorderområder med totalt areal på 4400 km² antatt egnet. Gjennomsnittlig størrelse er på 31 km². Dette er noe mindre enn arealet av Lysefjorden, som med sine 44 km² er 1 % av det totale potensielle areal på 4400 km². Anlegget i Lysefjorden er det første i full skala hvor det er vist at bruk av fersk-/brakkvann til oppstrømning av næringsrikt dypere vannlag kan gi 2-3 ganger høyere konsentrasjon av planteplankton og 30 % bedre vekst hos blåskjell. Utstrekningen av det påvirkete området i Lysefjorden varierer, men blir opp mot 20 km². Resultater viser også at det er gode muligheter for å sikre produksjon av giftfrie skjell i områder med oppstrømning av dypere vann.

Vassdragsreguleringer som følge av vannkraftutbygging endrer tilførsel av ferskvann til våre fjordområder på en slik måte at dette påvirker den naturlige tilførsel av næringssalter og produksjonsforhold for planteplankton. I tillegg til naturlige endringer vet vi at også andre påvirkninger har betydning for produksjonsforhold i fjordene, særlig knyttet til klima og endringer i økosystemet som følge av menneskelig aktivitet, og dette kompliserer årsakssammenhengen slik at det er ofte vanskelig å skille de ulike faktorene. I forvaltningen av nye vannkraftutbygginger har forhold knyttet til mulige konsekvenser på akvatiske økosystemer fått lite oppmerksomhet på den marine siden inkludert fjordområder.

Sammenlignet med forskningen på mulige effekter av endret ferskvannstilførsel til fjordene som foregikk på 1970-tallet har man nå et vesentlig bedre kunnskapsgrunnlag, datagrunnlag og modellverktøy for å vurdere disse konsekvenser.

Vekstmodellen for blåskjell dyrket i anlegg med bæreliner viser at bæreevnen er mest bestemt av fødekonsentrasjon og dernest av vannstrøm til anlegget. Dette betyr at økt fødekonsentrasjon som følge av oppstrømning av næringsrikt dypvann vil ha god effekt på produktiviteten i blåskjellanlegg forutsatt at fordelingen av biomasse i anlegget maksimeres. Dette gir muligheter for effektiv utnyttelse av areal med hensyn på økt produksjon per arealenhet i fjorder med kontrollert oppstrømning.

Resultater fra en bæreevne modell for blåskjell dyrking i influensområdet for oppstrømningen i Lysefjorden viser at en ved en produksjonssyklus over to år kan oppnå 2-3 ganger antatt produksjonskapasitet under naturlige fødeforhold i fjorder. Dette tilsvarer 400-500 tonn /km². Med en produksjonssyklus på 1 år vil produksjon kunne være om lag 700 tonn /km². Videreutvikling av operasjonelle økosystemmodeller vil være viktig verktøy i studier av hvordan økt næringstilførsel gjennom oppstrømning påvirker økosystemet.

Dyrking av blåskjell i bøyestrekkanlegg langs kysten, med en biomasse på 1 million tonn vil kreve et totalareal for selve anleggene på 100 km². En totalproduksjon på 1 million tonn vil med forutsetning om en naturlig produksjonskapasitet på 175 tonn /km² (inkludert tilfangsområde for føde), kreve et areal på 5715 km². Norsk fiskeoppdrett beslaglegger 40 km² (2010) med en stående biomasse på 2.7 millioner tonn. Beslaglagt areal for 1 millioner tonn blåskjell og 2.7 millioner tonn laksefisk utgjør henholdsvis 1.3 og 0.5 promille kyst- og fjordarealet. Dyrkes blåskjellene i fjorder med oppstrømning av næringsrikt dypvann vil dette arealet halveres eller mer. Av fjordareal på 4400 km² som er antatt egnet til oppstrømning vil 1 million tonn blåskjell kunne produseres på 2200 km², som er 35-40 % av behovet under naturlige forhold. Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen, vil kontrollert oppstrømning i en fjord kunne gi grunnlag for produksjonen som naturlig ville kreve 3 fjorder av samme størrelse. En kan dermed se for seg kontrollert oppstrømning som tiltak for å redusere arealbehovet for matproduksjon i fjorder. Velger man fjorder som er påvirket av vannkraftutbygging, vil man i tillegg 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.

Det er økende interesse for å se på mulighetene for produksjon av råvarer til fiskefôr og bioenergiproduksjon. I første rekke er det makroalger (*Saccharina latissima*), tunikater (også kalt sekkedyr) (*Ciona intestinalis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) som vurderes. Realisering av potensialet for produksjon av organismer lavt i næringskjeden forutsetter imidlertid kunnskap om produksjonskapasitet, bæreevne i forhold til produksjon, arealkrav og økologiske effekter knyttet til de betydelige mengder biomasse som kreves til industriell anvendelse. En storstilt dyrkning av organismer lavt i næringsnettet vil endre flyt av energi og organisk karbon i økosystemet. Det trengs et betydelig kunnskapsløft for å kunne forstå og forutsi hvilke virkninger dette kan ha i økosystemet.

Et avgjørende forhold i spørsmålet om anvendelse av Integriert MultiTrofisk Akvakultur (IMTA), er hvorvidt artene som skal vokse på avfallet fra fiskeoppdrett ekstraherer partikler og næringsstoffer direkte, eller om ekstraksjonen balanserer utslippet til et omkringliggende område som bukt, fjord eller en kyststrekning. Bruk av blåskjell til ekstraksjon av avfall fra fiskeoppdrett er vurdert til å ha svært begrenset effekt, blant annet fordi en relativt liten del av det partikulære avfallet synes å bli transportert horisontalt. Økt effekt vil kreve uforholdmessig høye biomassettheter og store anlegg. Det største potensialet for effektiv ekstraksjon og gjenbruk eller resirkulering av avfall fra fiskeoppdrettsanlegg er under merdene. Fra en definisjon av IMTA som baserer seg på en direkte integrering hvor intensjonen har vært å ekstrahere avfallstoffene direkte er det de siste årene i større grad fremhevet at IMTA bare er et overordnet konsept som inneholder et spekter av systemer for integrering. Det fremheves at integrering bør forstås som en kobling mellom komponenter i form av å opprettholde økosystemfunksjoner og kan foregå også i store økosystemer. Organismer som velges i et IMTA system baseres på deres komplementære funksjoner i økosystemet og kommersielle potensial.

Eksempler fra hvordan oppstrømning av næringsrikt dypvann kan betraktes som en gjenoppretting av miljø- og produksjonsforhold i fjorder påvirket av vannkraftutbygging og beregningen av hvor mye næringsalter oppstrømningen til eufotisk sone i Lysefjorden representerer i forhold til utslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg er grove anslag som gir perspektiver på hvordan ulike aktiviteter i kyst og fjordområder kan sees i sammenheng. Dette illustrerer også muligheter for å kunne utvikle konsepter for integrering mellom slike aktiviteter og andre sektorer på kysten, som energiproduksjon, fiskeri, turisme etc. Disse kan ha ulike former for gjensidig utbytte. Dette forutsetter imidlertid en tilpassning til de rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, større grad i et helhetlig økosystemperspektiv og utvikling av samfunnmessig aksept for nye innovative løsninger i forhold til matproduksjon i kystområdene.

For et blåskjell som høstes før skjellet gyter i sitt andre år vil uttaket av vevet fra et blåskjell fra naturlig fjordvann representere et uttak av 1.6 g CO₂. Ved dannelse av kalkskall (CaCO₃) vil det frigis CO₂ og over 2 år representer dette potensiell frigivelse av 2.7 g CO₂. Skjellet vil i løpet av de to årene under dyrking produsere 1.5 g karbon i fekalier og dette representerer 5.5 g CO₂, som er 3.4 ganger mer CO₂ sammenlignet med uttaket av karbon fra blåskjellets bløtdeler. Fekaliene synker hurtig til bunnen og en antar at dette vil øke lagring av organisk karbon i sedimentene. Når prosesser i økosystemet inkluderes i vurderinger av mulig CO₂-fangst og -lagring blir sammenhengene fort komplekse, usikkerheten stor og dermed vanskeligere å kvantifisere. Også når det gjelder frigivelse av CO₂ ved dannelse av skall er det betydelig usikkerhet vedrørende betydningen for de kjemiske og biologiske prosessene som styrer CO₂-dynamikken i det marine miljø. Det er avgjørende at vi øker kunnskapen om tilførsel og omsetting av organisk karbon i og på sedimentene for å forstå karbonsyklus og lagring i våre farvann.

Det er kartlagt fjordareal med sedimentasjonsområder på 2000 km² som er antatt egnet til oppstrømning. Forutsetter man at økt ny produksjon vil øke lagring av organisk karbon i

sedimentet, vil sedimentasjonsområder i fjorder kartlagt med potensial for kontrollert oppstrømning kunne gi karbonlagring på 0.58 millioner tonn CO₂ /år. Det er uvisst i hvilken grad blåskjell dyrking i områder med kontrollert oppstrømning kan øke lagring av organisk karbon i sedimentene som følge av sedimentering av fekalier.

4.2 Innledning

Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i norske fjorder gir muligheter for havbruksproduksjon lavt i næringsnett. Her redegjøres det for hvordan dette tiltaket kan anvendes mot matproduksjon, og hvordan dette kan påvirke muligheter for lagring av CO₂. Erfaringer og resultater fra forsøk med kontrollert oppstrømning er gjennomgått, og det er gjort en grov kartlegging av fjorder som er egnet og potensielt kan brukes til oppstrømning av næringsrikt vann. Vannkraftutbygginger påvirker økosystemet i fjordene. Det er diskutert hvordan dette forholder seg til de mulighetene som ligger i kontrollert oppstrømning. Det er til slutt gjort vurderinger av muligheter for produksjon av av førkilder til fiskeoppdrett og løsninger med basis i utvalgte tema innen økologiske interaksjoner, næringsomsetning mellom akvakulturarter, bærekraftig oppstrømning i fjorder og utvikling av integrerte løsninger av typen ”multitrofisk akvakultur”, men basert på tilpassninger til fjordenes naturgitte betingelser.

Oppstrømning av næringsrikt dypere vannlag (”oppvelling”) er grunnlaget for verdens mest produktive marine økosystemer. Halvparten av verdens fiskerier foregår i slike områder, men områdene utgjør mindre enn 1 %, både av det globale havareal og av total produksjon av planteplankton. Oppstrømning av dypvann gir også grunnlaget for noen av de mest produktive områder for dyrking av skjell, som eksempel de galiske fjordene i Spania (eg Rias de Auorosa).

Globalt er matproduksjon fra marin akvakultur totalt dominert av organismer som befinner seg lavt i næringsnett som makroalger, skjell og plantespisende fisk. Asia står for det aller meste av denne produksjonen. I den vestlige verden er det bare oppdrett av laksefisk som volummessig bidrar i den globale sjømatproduksjon, og verdien av lakseoppdrett er blant de aller høyeste innen akvakultur. Lakseproduksjonen er karakterisert ved et høyt teknologisk og industrielt nivå, betydelige bærekraftsutfordringer og økende behov for tilgang på forressurser. 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. Disse unike naturgitte forholdene for produksjon av laksefisk er også gjeldende for produksjon av arter lavt i næringsnett, ressurser som kan utnyttes til både humant konsum, fôr (husdyr og fisk), biokjemiske produkter og energi. Selv om store deler av norske kyst- og fjordområder betraktes som næringsfattige er mulighetene gode for å tilpasse produksjonsmetoder og gjøre tiltak for å utnytte et stort potensial. Dette kan gjøres ved å fordele biomasse slik at det er tilpasset lokal produksjonsevne, ved å stimulere produksjon gjennom tiltak som kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann og søke løsninger for å integrere aktiviteter som kan ha ulike former for gjensidig utbytte (for eksempel IMTA). I norske fjorder viser årlig primærproduksjon fra planteplankton verdier fra 82 til 230 gC/m²/år, med gjennomsnitt på 145 gC/m²/år (kapittel 2, tabell 2). Bortimot halvparten av

produksjonen skjer under det vi kaller våroppblomstring, som sør i landet kan starte allerede i februar. Næringsgrunnlaget for denne produksjonen er knyttet til omrøringen som skjer om vinteren, når næringsrikt dypere vannlag blandes opp til overflatelaget. Delen av planteplanktonets årsproduksjon som er basert på næringsalter tilført eufotisk sone (hvor det er nok lys til primærproduksjon) kalles *ny produksjon*. Denne næringen kommer hovedsakelig fra dypere vannlag, avrenning fra land eller fra andre områder. *Ny produksjon* utgjør typisk 40 % av totalproduksjon gjennom året, mens det resterende er *regenerert produksjon* (fra nedbrytning av organisk materiale) i den *eufotiske sone*. *Ny produksjon* tilsvarer den teoretisk maksimale mengden organisk karbon som over tid kan utnyttes og høstes fra økosystemet, men også den maksimale mengde karbon som kan synke ut fra eufotisk sone og mot bunn. Økes tilførsel av næring til *ny produksjon* vil kapasiteten for høsting øke. Dette er en sterk forenkling av grunnlaget for produksjon nederst i næringsnett, i et ellers komplisert økosystem.

4.3 Kontrollert oppstrømning

4.3.1 Metoder for å skape kontrollert oppstrømning

Effekter av kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypvann på primærproduksjon i fjorder, og dermed muligheter for økt utnyttelse av ressurser høyere i næringskjeden, har vært forskningstema i flere tiår (se Andersen m fl 2012). I denne rapporten redegjør vi for muligheter ved bruk av fersk-/brakkvannsdrevet oppstrømning, siden denne metoden synes å ha klare fortrinn med hensyn til både energibehov til løfting av dypvann og resultater som er oppnådd i forhold til biologisk produksjon (Aure m fl 2007, McClimans m fl 2010). Andre metoder blir kort omtalt.

I tabell 14 er det gitt en oversikt over forsøk, metoder og resultat fra kontrollert oppstrømning av dypere vann som er gjennomført i Norge, og som er rapportert. Det finnes flere eksempler på utslipp av ferskvann fra vannkraft som føres ut på dyp med formål å redusere problemer med is om vinteren, men hvor dette også kan tenkes å ha effekt i forhold til løfting av næringsrikt dypere vann. Utslipp i Aurland og Gaupne, begge i Sogn og Fjordane er eksempler på slike utslipp.

Fersk- eller brakkvannsdrevet oppstrømning

Saltholdighet er bestemmende for sjøvannets tetthet og fersk-/brakkvannsdrevet oppstrømning baserer seg på å føre fersk- eller brakkvann ned til det dyp med forhøyete konsentrasjoner av næringsalter. Det lettere fersk/brakkvannet blander seg med det tyngre dypvannet, og stiger inntil tettheten er den samme som i det omgivende vann (for Lysefjorden typisk på 4–10 m dyp, like under sprangsjiktet). På veien opp blandes det med saltene næringsrikt vann, før det lagrer seg inn der det er nok lys for algeproduksjon. Dette dypet kaller vi ”innlagingsdyp”.

Vannet som strømmer opp fører også med seg organisk materiale og planteplankton fra dypere vannlag. Næringsalter og resirkulert organisk materiale fører til ny produksjon av planteplankton, mens tilførselen av levende planteplankton trolig kan virke som ”såkorn” i

innlagringsdypet. Forsøk med å tilsette fargestoff i vannet som ble ført ned på dypet og målinger av i dybdeprofilene, har vist god overensstemmelse med forventet innlagringsdyp.

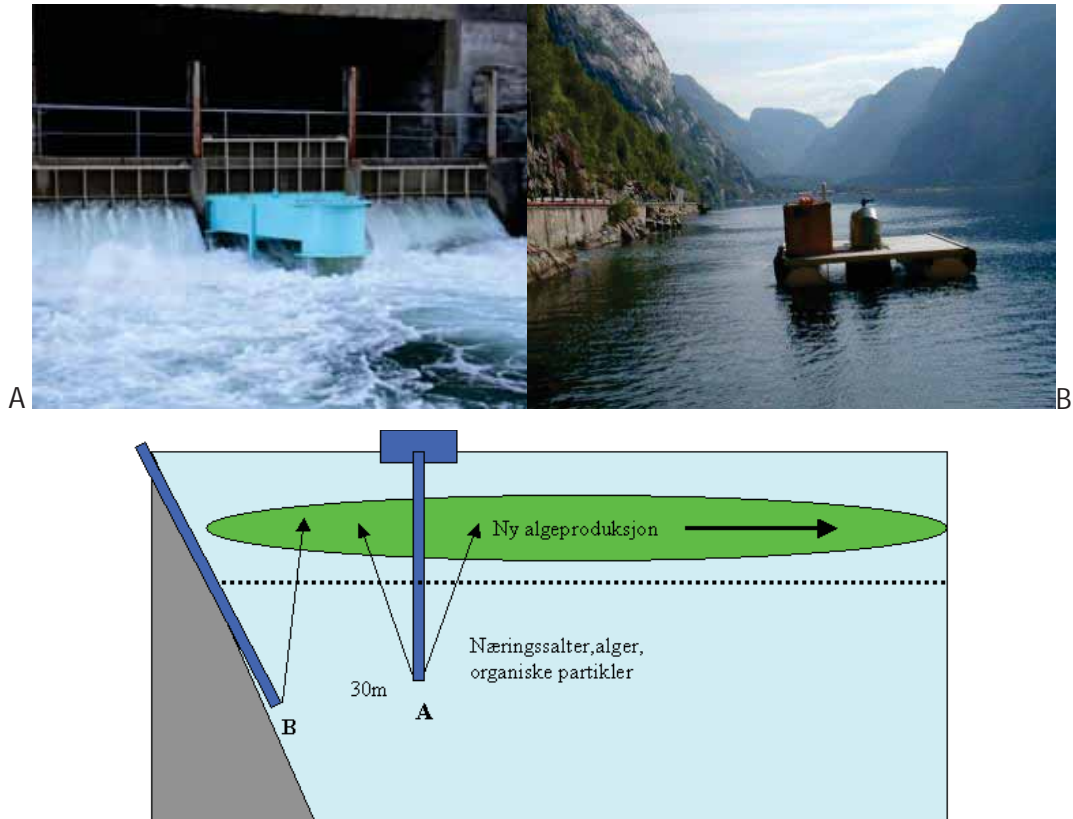
Tabell 14. Metoder som er benyttet for å skape oppstrømning av dypere vann i fjorder, kapasitet for mengde vann (*trykkluft) tilført i rør (T) og løftet til eufotisk sone (E), og resultat av oppstrømningen med hensyn på biologisk produksjon. Strømforbruk er gitt i kilowatt (kW) og kapasiteten er gitt som kubikkmeter vann per sekund (m^3/s) (*gitt som kubikkmeter trykkluft (ved 1 atmosfære) per minutt (m^3/min), ** tillegg til eksisterende oppstrømning

Fjord	Metode	Kapasitet T / E	Resultat	Referanse
Lysefjorden	Brakkvann pumpes (60 kW) ned til 28 m	0.5-2 m^3/s / 7-30 m^3/s	2-3 ganger høyere produksjon av planteplankton, stimulering av kiselalger	Aure m fl 2007; Erga m fl 2012
Lysefjorden	Energi fra restfall vannkraft utslipp til fjorden fører ferskvann ut på 34 m	1-3 m^3/s / 15-45 m^3/s	2-3 ganger høyere produksjon av planteplankton, 30 % høyere vekst hos blåskjell	Andersen m fl 2012, Strand 2013; Strohmeier m fl (innsendt)
Arnafjorden	Trykkluft (390 kW) føres ut på 40 m	*44 m^3/min / 60 m^3/s	Økt konsentrasjon av dinoflagellater	McClimans m fl 2010; Handå m fl 2013a
Gaupnefjorden	Ferskvann i utløp på 40 m dyp fra vannkraft manipulert med diffusor plate	26 m^3/s / **117 m^3/s		McClimans m fl 2010

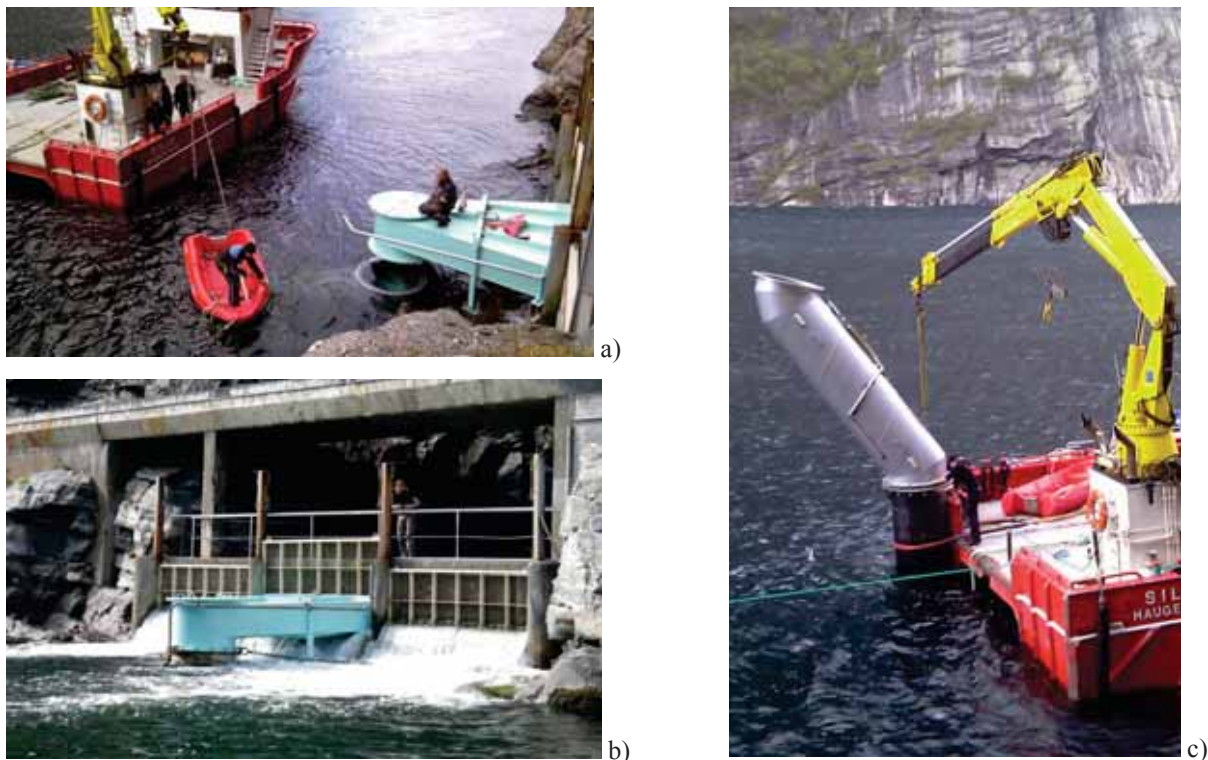
I Lysefjorden ble det i perioder fra 2003 til 2010 pumpet brakkvann fra overflaten, gjennom et rør med diameter ca 1.2 meter, og ned til ca 28 meters dyp (tabell 14, figur 24 - A). Pumpen hadde en driftseffekt på ca 60 kilowatt, kW (ca 80 hestekrefter, HK) og var plassert på en flåte i nærheten av utløpet fra kraftstasjonen i Lysebotn, innerst i Lysefjorden. Pumpen hadde en kapasitet på 1.5-2 m^3/s og mengden oppstrømmet vann til innlagringsdypet er beregnet til ca 15 ganger vanntransporten i røret, det vil si 22 - 30 m^3/s .

Høsten 2010 ble pumpeanlegget i Lysefjorden med rør A 4 erstattet med et nytt anlegg hvor energi fra vann som renner ut (restfall) i utløpet fra vannkraftanlegget fører vann gjennom røret B og ut på 34 meters dyp (figur 24; tabell 14). Vann i utløpet renner inn i en samlekasse (figur 25) og føres ned i rør B som er montert fast langs siden i fjorden (figur 24).

Diameteren på røret B er ca 1 m. Vannføringen i rør B er til enhver tid avhengig av trykkhøyden i utslippet. Målt vannføring i røret i 2011 varierte mellom 1 og 3 m^3s^{-1} . Denne løsningen med bruk av energi fra restfallhøyden i utslippet fra kraftverket har et stort potensial både for eksisterende kraftanlegg og i forbindelse med ombygging og utvidelse av kraftanlegg.



Figur 24. Prinsippskisse for kontrollert oppstrømning lokalisert i Lysebotn, innerst i Lysefjorden. A) Anlegg som fører brakkvann ned på dypere vann med en pumpe plassert på en plattform. B) Anlegg som fører utslippsvann fra vannkraftverk ned på dypere vann ved hjelp av tilstrekkelig vannføring og fallhøyde. Prikket linje: dybden av eufotisk sone.



Figur 25 (a, b). Montering av rør B (i figur 24) under samleklasse hvor vann i utløp fra kraftverket (c) blir samlet og ført ned til 34 m.

Utbygging av kraftanlegget i Lysebotn og tilpassede løsninger for kontrollert oppstrømning

Lyse Produksjon AS skal bygge om og utvide anlegget for vannkraftproduksjon i Lysebotn kraftverk (<http://www.lysebotn2.no/>). Kapasiteten på anlegget utvides med 170 Gigawatt-timer/år til totalt 1435 gigawattimer/år. Dette medfører nye tunneller for føring av vann og nytt utslipp til fjorden. Utløpstunnelen vil få et tverrsnitt på 48 m² (8.2 m høy) og gå ut på mellom 2 og 10 meters dyp. Maksimal og midlere vannføring fra anlegget vil øke fra henholdsvis 41 m³/s og 25 m³/s i det eksisterende kraftverket, til maksimal kapasitet på 60 m³/s i det nye anlegget. Utslipp av ferskvann forventes å bli karakterisert av kortere perioder med kjøring av kraftverket som følge av endring i markedspris med betydelig variasjon gjennom døgnet, og avhengig av sesong. Betydningen av dette for forholdene i Lysefjorden er uvis, men økt variasjon i ferskvannstilførsel over tid som kan ha betydningen for økosystem i fjordene

Det nye vannkraftanlegget i Lysebotn vil starte i 2018, samtidig som eksisterende kraftanlegg stoppes. I det nye anlegget utnyttes hele fallhøyden i forhold til nivå på utløpsvann til fjorden, og tilgang på ferskvann til eksisterende oppstrømningsanlegg vil da også opphøre. Lyse Produksjon AS, Rogaland Fylkeskommune og Havforskningsinstituttet har gjennom informasjonsmøter i 2012 og 2013 diskutert alternative løsninger for å kunne videreføre muligheten til oppstrømning når det nye kraftanlegget starter. Utkast til løsninger for å føre deler av utløpsvannet i det nye anlegget i egen tunell til 40 meters dyp er vurdert urealistisk, basert på de tekniske innvirkninger dette vil ha for driften av nytt kraftanlegg og kostnader knyttet til slike løsninger.

Alternativt til tilpasset løsning i det nye kraftanlegget er det vurdert muligheter knyttet til det eksisterende oppstrømningsanlegget. Det foreslås å fjerne den eksisterende samleassen i utløpet av kraftanlegget, la åpning på det eksisterende røret stå under laveste lavvann og montere en pumpe inne i røret som skyver overflatevann til 34 meters dyp. Det vil etableres et system for kraftforsyning til pumpen i nytt anlegg. I forhold til eksisterende anlegg vil dette alternativet kreve kraftforsyning og dermed påløpne kostnader for drift. Dette er tilsvarende situasjon som var gjeldende for perioden frem til 2010 da brakkvann ble pumpet fra flåte (se figur 24B). Drift av en trusterpumpe med kapasitet på 150 kW over maksimalt 6 måneder vil, med en pris på kr 0.8 pr kW per time, gi påløpne kostnader i størrelsesorden kr 500 000. Sammenholder vi denne kostnaden med hva som potensielt kan oppnås i form av økt produksjon av for eksempel blåskjell i fjorden, vil gjennomsnittlig økt produksjon på 2000 tonn per år til kr 5 per kilo gi verdiskaping i størrelsesorden 10 millioner kr.

Med ombygging av eksisterende anlegg til et opplegg med pumping går man vekk fra de muligheter som ligger i å utnytte restfall i utløp fra kraftanlegg. Det er imidlertid gjort viktige erfaringer med eksisterende anlegg som vil ha stor nytteverdi for mulig etablering av lignende anlegg i andre fjorder med vannkraft. Ved bruk av restfall i utløp fra kraftanlegget er effekten avhengig av kraftproduksjonen og mengde vann som slippes ut. Dette har en tendens til å variere og vil ofte være på laveste nivå om sommeren når behovet for oppstrømning er størst. For å øke effekten ved lav vannføring er det i Lysefjorden planlagt å etablere høyere vannstand innenfor samleassen ved å øke høyden på lemmene som er plassert i ristene på

begge sider av kassen (figur 24A). Høyden på vannstanden her er begrenset av risiko for tilbakeslag til turbinene i kraftanlegget.

Bruk av pumpe for å drive vannet ut på dypet, åpner for bedre kontroll på effekt av oppstrømningen. Med tilrettelegging for å kunne styre pumpekapasitet i røret kan effekten tilpasses behovet for oppstrømning. I FoU-arbeidet med å utvikle metoden videre i forhold til å forstå hvordan produksjonen i fjorden responderer på oppstrømningen vil muligheten for å kunne styre mengden vann i røret være et stort fortrinn. Det er tatt initiativ til å starte en prosess hvor det kan prosjekteres løsninger for videreføring av oppstrømning av dypere vann i Lysefjorden, også etter at nytt vannkraftanlegg i 2018 overtar vannføringen fra eksisterende anlegg.

Andre metoder

I Norge er det utført forsøk i Arnafjorden (Sognefjorden) med å føre komprimert luft til 40 meters dyp for å danne en "luftgardin" som river med seg næringsrikt dypere vann til øvre vannlag (tabel 14; McClimans m fl 2010). En kompressor med effekt på 390 kW (om lag 530 hk) forsynte en 100 meter lang perforert slange med luft som gjennom oppstigningen rev med seg næringsrikt vann, beregnet til en mengde på 60 m³/s til dyp mellom 4 og 17 meter. En driftsperiode på 3 uker resulterte i økt vekst og konsentrasjon av "ikkegiftige" planteplankton av gruppen dinoflagellater (*Ceratium furca* og *C. tripos*) (Handå m fl 2013a).

I Gaupnefjorden (Sognefjorden) ble det utført forsøk med å montere et skjold over et neddykket utløp fra kraftverket (40 meters dyp) for å øke innblandingen av næringsrikt dypere vann (McClimans m fl 2010). Det ble beregnet at tiltaket tilførte en ekstra mengde på 117 m³/s dypere vann til oppstrømningen som opprinnelig kom fra kraftverkets neddykkete utløp. Ellingsen m fl (2006) og Solbakken (2012) viser til at modellering av vannstrøm og produksjon av planteplankton i fjorden tydet på at utslippet påvirket sirkulasjonen og ga god vekst av planteplankton, spesielt kiselalger (ikke giftige). I tillegg er det sannsynlig at leirpartikler i fjordvannet påvirker lysforholdene og dermed mulig effekt av det dykkete utslippet. Det foreligger imidlertid ikke målinger som verifiserer disse simuleringene.

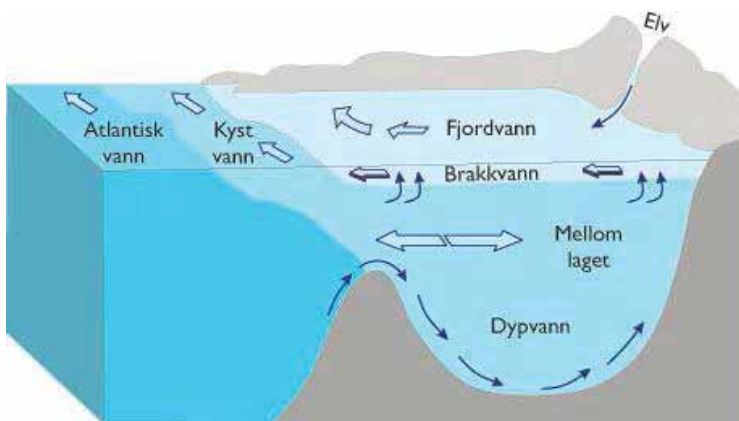
I Setobukten i Japan ble det i 1987 satt ned 10 meter høye og 20 meter lange vegger av betong på 40-50 meters dyp for å rette naturlig bunnstrøm opp mot eufotisk sone (Yanagi og Nakajima 1991, Morikawa 2001). Undersøkelser før og etter viser 2-3 dobling av planteplanktonkonsentrasjon og dobling i dyreplankton. I Sagamibukten i Japan har en siden 2003 ved hjelp av en 135 kw generator, pumpet vann fra 200 meters dyp (Ouchi 2005). Røret er 1 meter i diameter og montert under en plattform (1700 tonn). Plattformen er 25 km fra land og på 1000 meters dyp. Anlegget er lokalisert i senter av en naturlig sirkulær strøm for å redusere spredning av planteplankton som stimuleres av oppstrømningen. Anlegget har en kapasitet på 100 000 m³ per døgn (1.15 m³/s), men dette vannet blandes med overflatevann (kapasitet 200 000 m³ per døgn) for å redusere tetthet slik at vannet legger seg inn i dyp i eufotisk sone.

I Sør-Korea ble det i perioden 2005-2009 etablert et 17 meter høyt rev bygget opp av betongblokker som skapte oppstrømning (Jeong m fl 2013). Det ble her vist til en mange-dobling av konsentrasjon av planteplankton og økning i dyreplankton i influensområdet.

Eksemplet fra Sagamibukten viser betydelig større dimensjon på anleggsinnretning for oppstrømning, og dypet vannet hentes fra er hele 200 meter mot 30-40 meter for tiltakene som er forsøkt i Norge. Dette har naturlig nok sammenheng med hvor dypt man må gå for å få høye konsentrasjoner av næringsalter. Mengde vann som tilføres eufotisk sone i Lysefjorden ($15-30 \text{ m}^3/\text{s}$) er imidlertid 5-10 ganger mengden som blir tilført fra det japanske anlegget. Mengde vann som ble løftet i tillegg til eksisterende utløp fra kraftverket i Gaupne ($117 \text{ m}^3/\text{s}$) er 100 ganger mengden i det japanske anlegget. Oppstrømningen i Lysefjorden viser effekt i et relativt avgrenset fjordsystem mens Sagamibukten er et åpent system men med en sirkulær strøm som skal redusere spredning. Disse tiltakene illustrerer metoder og anleggsfasiliteter for oppstrømning av dypere vann i store dimensjoner, og omfang som påvirker produksjon av planteplankton i regional målestokk. Vi mangler imidlertid kunnskap om effekter høyere i næringsnettet som grunnlag for en fremtidig forsvarlig anvendelse av slike tiltak.

4.3.2 Kriterier for egnethet for etablering av fersk-/brakkvannsdrevet oppstrømning

Bruk av næringsrikt dypere vann i fjorder gjennom kontrollert oppstrømning forutsetter at det næringsrike vannet er tilgjengelig i produksjonsperioden, typisk fra mars (eller etter næringssaltene er oppbrukt) til oktober. Fjordenes terskel (relativt grunt område) ut mot kysten (figur 26) og fjordbassengets utstrekning er i stor grad bestemmende for fjordens egnethet til kontrollert oppstrømning. Videre vil kapasiteten for produksjon i fjorden basert på oppstrømning være avhengig av volumet på bassengvannet (fjordens areal og dyp) og forhold som regulerer oppholdstid for både dette vannet og vannlagene over. Mulighetene for å løfte det næringsrike vannet opp til eufotisk sone er betinget av tilgang på fersk/brakkvann og de teknologiske løsningene som er tilgjengelige for å drive fersk/brakkvann ned til ønsket dyp. Her er det redegjort for egnethetskriterier som gir grunnlag for vurderinger av muligheter til etablering av kontrollert fersk/brakkvannsdrevet oppstrømning i fjorder, både for relativt små fjorder hvor det foreligger mye erfaring og positive resultater (e.g. Lysefjorden) og større fjordsystemer som vil kreve større tiltak.



Figur 26. Hovedtrekkene i vannutskifting mellom kyst og fjord.

Fjorder med terskel som holder et bassengvann med oppholdstid på flere år vil i dypere vannlag akkumulere næringsalter som kan være tilgjengelig for oppstrømning til eufotisk sone. Når planteplankton dør synker det mot bunnen, sammen med annet organisk materiale, og brytes ned bakterielt eller spises av dyr. Dermed forbrukes oksygen i bassengvannet samtidig som næringsalter frigjøres. Frem til neste gang bunnvannet skiftes ut vil derfor konsentrasjon av oksygen avta og mengde næringsalter vil øke. I Lysefjorden er det siden 1970 tallet utført målinger av oksygen konsentrasjon i bassengvannet (Aure m fl 2001). Målingene viste en typisk stagnasjonsperiode for bassengvannet på 7 år, men etter 1993 tok det 15 år før det igjen ble observert en fullstendig utskiftning av dypvannet i 2010 (Erga m fl 2012).

I tabell 15 er det angitt størrelser for de viktigste kriteriene for egnethet (A-B-C) for kontrollert oppstrømning i fjorder. Terskeldyp i fjorder kan variere fra grunnere enn 10 meter til flere hundre meters dyp. I fjorder med terskel grunnere enn 20 meter (A type) vil terskelområdet ofte være relativt smalt, slik at utveksling av vannmasser med områder utenfor fjorden og blanding av dette vannet med bassengvann som ligger under utvekslingsvannet (mellomlaget) vil være begrenset. Terskelens dybde er avgjørende for hvor overgangen mellom bassengvannet og mellomlaget ligger og grunn terskel vil oftest gi tilgang på næringsrikt bassengvann relativt grunt. Som eksempel er terskelen i Lysefjorden på 15 meters dyp, og anlegget for oppstrømning henter næringsrikt vann fra 34 meter. En begrenset grad av utveksling med områder utenfor fjorden gir også en lengre oppholdstid på vann i fjorden, noe som øker sannsynligheten for akkumulering av planteplankton som følge av oppstrømning. Produksjonskapasiteten for A-type fjorder vil imidlertid kunne være begrenset av mengde næringsalter i bassengvannet. Den stående totale mengde næringsalter i bassengvannet kan beregnes, men beregnet kapasitet kompliseres av prosesser som for eksempel nedbrytning av organisk materiale som synker mot bunnen og hyppighet på utskiftning av bassengvannet. Mengde fersk/brakkvann som er nødvendig for å drive oppstrømningen av dypere vann og øke konsentrasjonen av planteplankton vil være avhengig av den vertikale fordelingen av næringsalter, oppholdstid på vannet i området som skal påvirkes og planteplanktonets kapasitet til vekst. Erfaringene fra Lysefjorden viser at det enkelte år kan oppstå varierende næringsalkonsentrasjon på dypet hvor røret slipper ut vannet og dermed mengden som blir løftet. Det er mulig å øke og stabilisere kapasitet for hvor mye næringsalter som kan løftes ved å føre røret til større dyp.

Tilførselen av næringsalter til øvre lag ved kontrollert oppstrømning er bestemt av den vertikale fordelingen av næringsalkonsentrasjoner. Dette kan variere på ulik skala, og resultater fra Lysefjorden viser hvordan dette er påvirket av dynamikken i innstrømning av vann fra områder utenfor fjorden. Innstrømning av vann i mellomlaget kan direkte påvirke den økte konsentrasjonen av planteplankton fra oppstrømningen, eller indirekte gjennom utskiftning av bassengvannet. I tillegg til næringsalter er veksten av planteplankton styrt av tilgang på lys og innlagingsdypet er derfor avgjørende for produksjonen. Dyp hvor vannet lagres i er i hovedsak styrt av den vertikale fordeling av saltholdighet og temperatur (tetthet) i vannet, og i Lysefjorden er det som regel knyttet til en saltholdighet på ca 29. For perioden 2002 og 2011 har innlagingsdypet stort sett variert mellom 5 og 10 m.

For Lysefjorden er det gjort teoretiske beregninger av sammenhengen mellom mengde av fersk-/brakkvann tilført det næringsrike dypvannet og område med økt produksjon av planteplankton (Aure m fl 2001; Aure m fl 2007). Det er også fremskaffet mye data som gir kunnskap om hvordan effekten av oppstrømningen påvirkes av faktorer som vind i fjorden og innstrømning av vann fra området utenfor fjorden. For Lysefjorden er det antatt at behov for fersk-/brakkvann som driver oppstrømningen er i en skala fra 2 til 10 m³/s. Økt kunnskap om sammenheng mellom ytre påvirkning, mengde vann som driver oppstrømning og influensområde i forhold til fjordens størrelse vil gi bedre grunnlag for å etablere gode kriterier for fjordenes egnethet.

Tabell 15. Kriterier for hvor egnet fjorder er for å etablere kontrollert oppstrømning. Terskelens dyp er gitt i meter (m), fjordbassengets areal er gitt i kvadratkilometer (km²) og dypet er gitt i m og tilgang på fersk/brakkvann for å drive oppstrømningen er gitt i = kubikkmeter per sekund (m³/s) < = mindre enn, > = større enn.

Egnetstypetype	A	B	C
Terskel dyp	< 20 m	< 50 m	>50 m
Basseng areal	5-50 km ²	10-100 km ²	> 50 km ²
Basseng dyp	> 100 m	> 200	> 300 m
Ferskvann	2-10 m ³ /s	>5 m ³ /s	>10 m ³ /s

Fjorder med terskel ned mot 50 m og dypere, er ofte åpnere, har større areal og dybde enn A-type fjord. B/C-type fjorder dominerer arealmessig langs kysten. Disse fjordene vil ha betydelig større utveksling av både bunnvann og overflate-/mellomvann. I rapporten *Marin karbonfangst og matproduksjon* (Andersen m fl 2012) er det redegjort for hvordan vannutskiftningen over terskelnivå i mellomlaget i fjorder er regulert av vannstand og forskjeller i indre trykk (tetthet) mellom kyst og fjord (figur 15), og hvordan forholdet mellom disse faktorene endrer seg langs kysten. Den økende tidevannsutskiftningen nordover langs kysten bidrar til å kompensere for den reduserte vannutskiftningen som følge av trykkforskjeller mellom fjord og kyst, og den totale vannutskiftningen over terskeldyp vil være tilnærmet konstant for en tenkt standard fjord (konstant areal) nord for Sognesjøen. Under ellers like forhold er det dermed arealet av fjordene som stort sett bestemmer den totale vannutskiftning over terskeldyp i fjordene.

Store fjorder og fjorder med dyp terskel (B/C-type) vil ha god utskiftning av bunnvann, og har dermed i utgangspunktet betydelig større kapasitet for kontrollert oppstrømning. Etablering i slike fjorder vil imidlertid kreve tilsvarende større kapasitet på anlegg (mengde fersk/brakkvann og lengde på rør) som henter det næringsrike vannet på større dyp.

4.3.3 Kartlegging av fjorder for kontrollert oppstrømning

For å kartlegge potensialet for kontrollert oppstrømning i fjorder, har vi tatt utgangspunkt i karakterisering av vanntyper og økoregioner i kystvann som er utarbeidet i forbindelse med kravene i Vannrammedirektivet (Moy m fl 2003). Klassifisering av vanntyper og økoregioner i kystvann er tilgjengelig på www.vannportalen.no. Fjorder som er klassifisert som *Beskyttet kyst/fjord*; *Ferskvannspåvirket fjord*; *Sterkt ferskvannspåvirket fjord*; *Oksygenfattig fjord*, er her vurdert til å ha et potensial for kontrollert oppstrømning. Det er forutsatt at disse fjordene

også er gitt karakteristikken *Lang (måned/år) oppholdstid på bunnvann*. Ifølge Moy m fl (2003) er en vurdering av oppholdstid gitt for å skille økologisk relevante vanntyper med hensyn på å kunne klassifisere fjorder med naturlig oksygenfattig bunnvann. Det er imidlertid ikke forklart hvordan kriterier for lang oppholdstid på skala måneder/år er bestemt. I denne rapporten er det antatt at klassifiseringen *Lang oppholdstid på bunnvann* kan legges til grunn for om fjorden har et bassengvann med høye konsentrasjoner av næringssalter.

Fra Telemark til Finnmark fylke er det kartlagt 9 916 km² areal med fjorder som er klassifisert egnet for kontrollert oppstrømning (tabell 16), ca 13 % av det totale sjøarealet innenfor grunnlinjen for dette området. Nordland fylke har det største kartlagte arealet, nesten 3000 km², ca 30 % av det totale arealet. I fylkene Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal og Sogn og Fjordane er det kartlagt om lag halvparten så store areal (1404-1739 km²), men for disse fylkene utgjør dette større andel av fylkenes respektive sjøareal (20-30 %). Sognefjorden med et areal på 697 km², er klassifisert som *Beskyttet kyst/fjord* med lang oppholdstid for bunnvannet, og utgjør nesten halvparten av kartlagt areal i Sogn og Fjordane. Hardangerfjorden (ca 800 km²) er gitt karakteristikken *Moderat oppholdstid på bunnvannet* (uker), og er derfor ikke inkludert som kartlagt areal i Hordaland. Fjorden har imidlertid om lag samme terskeldyp som Sognefjorden, og har dermed samme muligheter for oppstrømning av dypvann.

Av totalt kartlagt areal er 7094 km² (72 %) klassifisert som *Beskyttet fjord*, 2121 km² (21 %) er *Ferskvannspåvirket fjord*, mens 6 % er *Oksygenfattig fjord*, henholdsvis 169, 79 og 73 fjordområder (tabell 16). Bare 13 fjorder var klassifisert som *Sterkt ferskvannspåvirket fjord*. *Beskyttet fjord* og *Ferskvannspåvirket fjord* har lignende størrelsesfordeling, med i overkant av 50 % av fjordene mindre enn 20 km², om lag 40 % som er 20-150 km², og et fåtall fjorder som er 150-700 km². *Sterkt ferskvannspåvirket fjord* og *Oksygenfattig fjord* er mindre enn henholdsvis 30 km² og 60 km², og begge er dominert av fjorder mindre enn 10 km².

Det kan antas at *Ferskvannspåvirket fjord* og *Sterkt ferskvannspåvirket fjord* har naturlig tilgang på ferskvann som dekker et behov til å drive fersk-/brakkvannsdrevet oppstrømning. Sannsynligvis vil bare en andel av kategorien *Beskyttet fjord* oppfylle dette kravet, men om vannkraft er etablert vil dette kunne gi muligheter for tilgang på ferskvann. Stedfestet informasjon om vannkraft i fjorder er tilgjengelig <http://arcus.nve.no/website/vannkraft-verk/viewer.htm>. Forutsetter en at 30 % av fjordarealet i kategorien *Beskyttet fjord* er potensielt egnet til oppstrømning, vil dette sammen med *Ferskvannspåvirket* og *Sterkt ferskvannspåvirkete fjorder* utgjøre totalt 4400 km². En har da valgt å se bort fra kategorien *Oksygenfattig fjord*, som sannsynligvis vil ha begrenset kapasitet for kontrollert oppstrømning. Det kan videre antas at av de egnete fjordene i kategori *Beskyttet fjord* er alle mindre enn 150 km² som er en realistisk størrelse for oppstrømning. Det totale antall kartlagte fjorder med potensial for oppstrømning er da 143, med en gjennomsnittlig størrelse på 31 km². Dette er noe mindre enn arealet av Lysefjorden, som med sine 44 km² er 1 % av det totale potensielle areal på 4400 km² antatt egnet til oppstrømning. Resultater fra Lysefjorden viser at produksjonen av planteplankton i inntil halve fjordarealet kan påvirkes av oppstrømningen. I Andersen m fl (2012) ble det fremsatt et scenario om å ta i bruk 1-5 % av

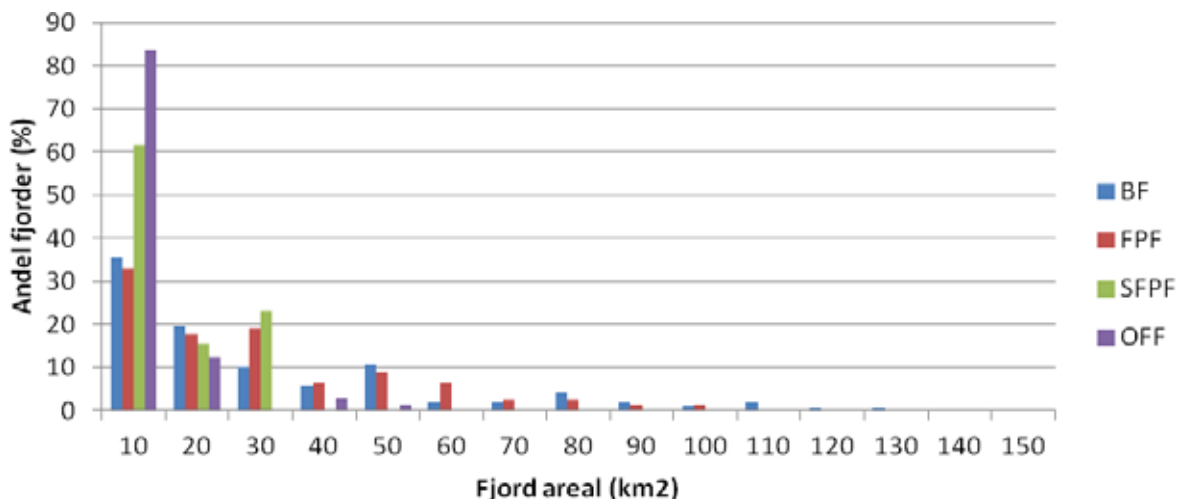
den totale kystsonen (89 000 km²) til kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypvann. Dette arealet (890-4450 km²) er innenfor det areal som er antatt egnet basert på kartleggingen over.

Kriteriene gitt i tabell 16 for hvor egnet fjorder er til kontrollert oppstrømning, kan suppleres med informasjon om tilførsel av ferskvann til fjorder, detaljert dybdeforhold og utveksling av vann i fjorder for å foreta en langt mer detaljert kartlegging enn det som er gitt over. Informasjon om tilførsel av ferskvann til fjorder er tilgjengelig på <http://arcus.nve.no/website/vannkraftverk/viewer.htm>, mens detaljert informasjon om dybdeforhold og utveksling av vann for spesifikke fjordområder kan hentes fra kystmodellen NorKyst800 og Strømkatalogen (se http://www.imr.no/filarkiv/en_strom_av_fjord-_og_kystdata.pdf/nb-no). En nærmere gjennomgang her vil imidlertid ha et arbeidsomfang utover rammene for denne rapporten.

Det er videre gjort innledende undersøkelser og/eller vurderinger av flere fjorder langs kysten med hensyn på muligheter for kontrollert oppstrømning. Utover forsøkene i Lysefjorden, Arna fjorden og Gaupnefjorden (tabell 14) ble det på 1990 tallet gjort innledende undersøkelser i Samnangerfjorden i Hordaland med formål å etablere forsøksanlegg for kontrollert oppstrømning (Aure m fl 2000). Videre er det gjort vurderinger av Matre i Hordaland, Ulvik i Hardanger og Holandsfjord i Nordland.

Tabell 16. Fjordareal som er vurdert å ha et potensial for kontrollert oppstrømning, basert på kartlagt areal for vann typer i kystvann med *Lang (måned/år) oppholdstid på bunnvann.*

Fylke	Beskyttet fjord (km ²)	Ferskvanns-påvirket fjord (km ²)	Sterkt ferskvanns-påvirket fjord (km ²)	Oksygenfattig fjord (km ²)	Total (km ²)	Andel av total sjø-areal (%)
Finmark	94	202			296	2
Troms	882			15	897	8
Nordland	2390	463	15	108	2976	15
Nord-Trøndelag	132	136	25	61	354	7
Sør-Trøndelag	1391	74		35	1500	21
Møre og Romsdal	1263	375	7	86	1739	28
Sogn og Fjordane	771	602		31	1404	31
Hordaland	60	145	24	74	303	8
Rogaland	82	92	48	25	247	9
Vest-Agder		32	9	50	91	11
Aust-Agder	7			50	57	
Telemark	22			18	40	
Total	7094	2121	148	553	9916	
Antall fjorder	169	79	13	73	334	



Figur 27. Størrelsesfordeling for fjorder klassifisert som Beskyttet fjord (BF), Ferskvannspåvirket fjord (FPF), Sterkt ferskvannspåvirket fjord (SFPF) og Oksygenfattig fjord (OFF). BF og FPF hadde henholdsvis 4.7 og 1.3 % av sine fjorder i størrelseområdet 150-700 km².

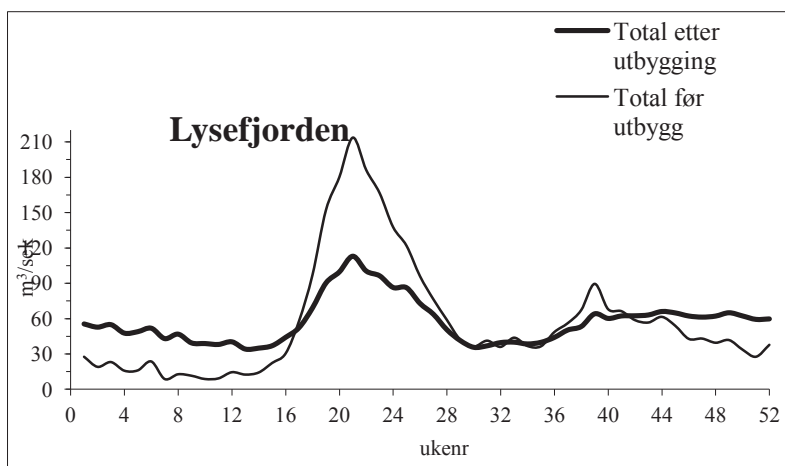
4.4 Effekter av vassdragsregulering på næringstilførsel og produksjon av planteplankton

I Andersen m fl 2012 ble det gitt en status for kunnskap om effekter av vannkraft på primærproduksjon i fjorder. Det ble vist til at det på 1970 tallet var betydelig oppmerksomhet omkring virkninger av vassdragsreguleringer på fjord- og kystfarvann (Skreslet m fl 1976; Kaartvedt 1984; Andreassen og Asvall 1985), og Kaartvedt (1984) oppsummerer med at ferskvannstilførsel kan være av vesentlig betydning for næringstilførsel, 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. I ettertid har studier delvis hatt fokus på hvordan endret ferskvannstilførsel i fjorder kan påvirke fordeling av dyreplankton (Kaartvedt og Svendsen 1990; Kaartvedt og Svendsen 1995), giftige alger (Kaartvedt m fl 1991), torskelarver (Myksvoll m fl 2011) og makroalger (Husa m fl 2013). Resultater fra modellering i fjordene Nordfolda og Sørfolda i Nordland tyder på at økt ferskvannstilførsel tidlig om våren som følge av vannkraft, gjør at flere torskeegg føres ut av fjorden (Myksvoll m fl 2011). Sannsynligheten for at eggene blir værende i fjorden minker med omtrent 20 % sammenlignet med naturlig vannføring. I Hardangerfjorden er det vist at den indre delen av fjorden har fått økt antall arter, særlig blant rødalgene, siden 1950-årene (Husa m fl 2013). Redusert tilførsel av ferskvann om våren som følge av vannkraftutbygging er fremsatt som mulig forklaring på denne endringen.

Med betydning for kunnskapen om vannkraftreguleringers effekt på næringstilførsel og produksjon i fjorder har det også satt fokus på mulige effekter av klimaendringer med mildere vintre og økt vinteravrenning. Et eksempel viser til modellsimuleringer som indikerer 15–20 % høyere primærproduksjon i et fjordområde som følge av endret avrenning (Kaste m fl 2006). Det har også vært oppmerksomhet rundt økt lyssvekking i fjorder, og den betydningen

dette kan ha for endringer i økosystemet (primærproduksjon og byttesøk basert på syn), (Aksnes m fl 2009). Økt lyssvekking antas å ha sammenheng med økt tilførsel av løst organisk karbon (DOC) fra land (terrestrisk) som følge av økning i nedbør, høyere temperatur og medfølgende vegetasjonsendringer (Larsen m fl 2011). Endringer som følge av økte terrestriske tilførsler av DOC, vannkraftreguleringer og utslipp fra havbruksnæringen, vil kunne påvirke fjorder langs store deler av kysten. Det er derfor etter hvert nødvendig å se dette i et perspektiv som innbefatter hele kystsystemet.

I Lysefjorden var midlere tilførsel av ferskvann før kraftutbyggingen av Lysebotn kraftverk i 1935 og 1953, for perioden etter våroppblomstringen fra april til september, på ca $96 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (figur 28, Aure m fl 2001). Etter utbyggingen er ferskvannstilførselen for denne perioden på ca $58 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$, en reduksjon på ca 40 % i forhold til naturlig tilførsel. Endringer i tilførslene av ferskvann vil i første rekke påvirke brakkvannslaget, dvs saltholdighet, tykkelse av brakkvannslaget og oppholdstiden for brakkvannet i fjorden. Virkningene vil være størst nært kraftverket og i fjorder som naturlig har lang oppholdstid på brakkvannslaget. Økt tilførsel av ferskvann til fjordene om vinteren vil kunne føre til redusert saltholdighet i fjordens overflatelag, noe som kan føre til mer is om vinteren. Brakkvannslaget fører til sterkere lagdeling. Dette kan igjen føre til at energien fra vinden blir fanget i brakkvannslaget, med sterkere strømmer som resultat (Svendsen og Thompson 1978). Sterkere lagdeling om vinteren kan også føre til redusert vertikal tilførsel av dypere liggende næringsrikt vann til øvre lag. Dette kan redusere grunnlaget for den naturlige våroppblomstring i fjordene. Virkningene på brakkvannslaget synes ikke like klare ellers i året, men redusert ferskvannstilførsel om sommeren vil kunne påvirke produksjonsforholdene for planteplankton. Ferskvannet inneholder ofte mye nitrat og silikat, men lite fosfat. Erfaringer fra fjorder som mottar mye ferskvann viser at bruk av næringssalter til produksjon av planteplankton er lavere i fjorder med stort underskudd på fosfat i brakkvannet. Man mangler imidlertid kunnskap om i hvor stor grad næringssaltene fra ferskvannstilførselen blir omsatt til lokal produksjon av planteplankton. Dersom en antar for Lysefjorden at 80 % av næringssaltene blir omsatt i fjorden, er det beregnet at tapet av lokal produksjon som følge av redusert ferskvannstilførsel, er ca 20 % (Aure m fl 2001, Aure m fl 2007).



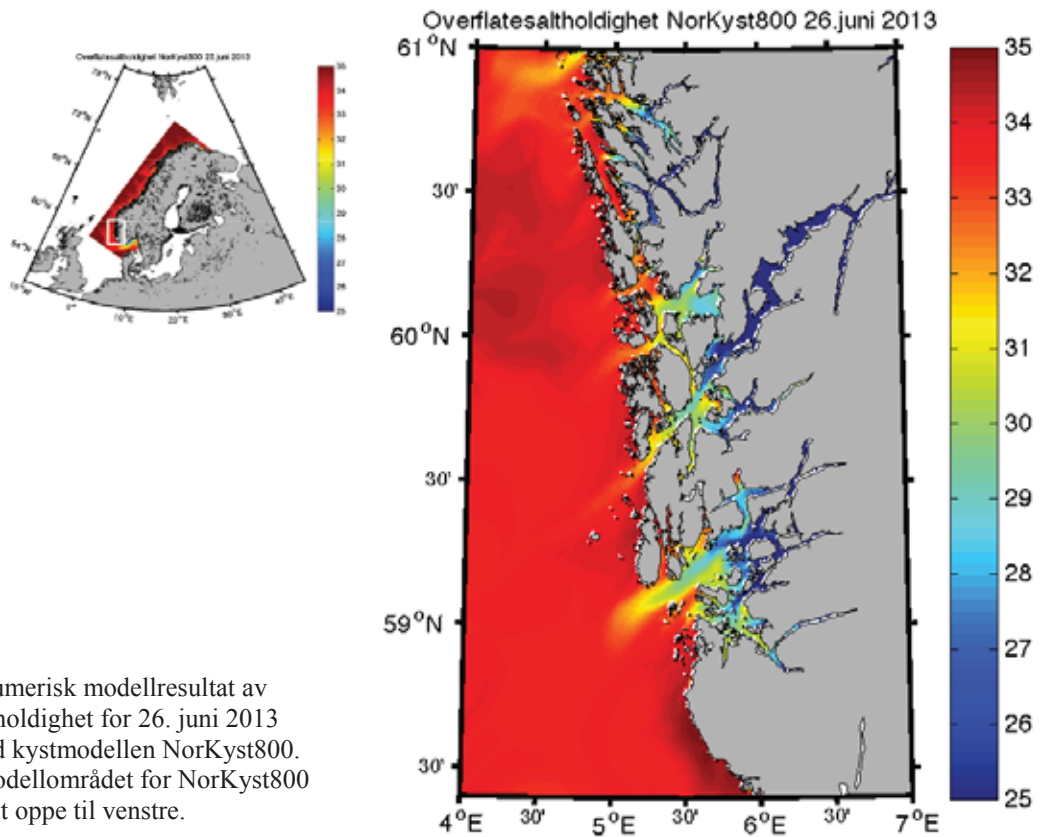
Figur 28. Ferskvannsavrenning til Lysefjorden før og etter vannkraftutbygging (fra Aure m fl 2001).

I vurdering av vannkraftutbyggingens mulige konsekvenser på villaksen er data fra Havforskningsinstituttets faste kystovervåkningsstasjoner (<http://atlas.nodc.no/stasjoner/>) analysert med hensyn på endringer over tid (Johnsen m fl 2011). Selv om stasjonene ligger så langt ute i kystsonen at en ikke kan forvente en veldig klar effekt av en endret syklus i ferskvannsavrenningen, finner en at saltholdighet på 1 m dyp ved Sognesjøen ytterst i Sognefjorden og ved Skrova i Vestfjorden er endret over tid, noe som delvis kan forklares som et resultat av vassdragsregulering. Fra målingene på Skrova som startet for over 70 år siden, har det vært en trend mot gradvis ferskere vann på 1 meters dyp. For Sognesjøens del finner vi noe av de samme trekkene, med en trend mot ferskere vann på både 1 og 10 meters dyp (Aksnes m fl 2009). Det er ikke utelukket at vassdragsregulering er en medvirkende årsak til de observerte endringene, men det presiseres at det er vanskelig å kvantifisere betydningen av de forskjellige faktorene, også naturlige.

De siste årene er det utviklet en numerisk strømmodell, NorKyst800, som dekker hele Norskekysten med en romlig oppløsning på 800 m, noe som gjør at den løser opp dynamikken i de fleste fjorder (Albretsen m fl. 2011). NorKyst800 er utviklet ved Havforskningsinstituttet med bidrag fra Meteorologisk institutt og NIVA, og gir en god beskrivelse av strøm, saltholdighet og temperaturforhold i kyst og fjordområder langs hele Norskekysten. Som eksempel viser figur 29 simulert overflatesaltholdighet 26. juni 2013 på Vestlandet, og virkning av ferskvannsavrenning i fjordene kan sees helt ut i kyststrømmen. NorKyst800 kan brukes til å beregne effekten av endringer i ferskvannsavrenningen til fjordene som følge av påvirkning fra vannkraft eller andre variasjoner. Resultatene fra NorKyst800 brukes også til å drive økologimodellen NORWECOM (Skogen og Søiland 1998) hvor det beregnes primærproduksjon. Tilsvarende modeller med høyere romlig oppløsning, 50-200 m, kan ved behov implementeres for mer detaljerte studier. Disse modellene trenger grenseverdier fra NorKyst800.

Vassdragsreguleringer som følge av vannkraftutbygging endrer tilførsel av ferskvann til våre fjordområder på en slik måte at dette påvirker den naturlige tilførsel av næringssalter og produksjonsforhold for planteplankton. Større grad av markedsstyrt kraftbehov og ombygginger av vannkraftverk har ført til betydelige endringer i utslippets mengde og variasjon over tid som kan ha betydningen for økosystem i fjordene. I tillegg til naturlige endringer vet vi at også andre påvirkninger har betydning for produksjonsforhold i fjordene, særlig knyttet til klima og endringer i økosystemet som følge av menneskelig aktivitet, og dette kompliserer årsakssammenhengen slik at det er ofte vanskelig å skille de ulike faktorene. I dag er forvaltningen av vannkraftutbygginger i forhold til mulige konsekvenser på akvatiske økosystemer i all hovedsak knyttet til vassdrag og ferskvann som benyttes som vannmagasiner, mens den marine siden inkludert fjordområder har liten oppmerksomhet (Jensen m fl 2010). Dette til tross for at vi har kunnskap som tilsier at virkningen av endret ferskvannstilførsel som følge av vannkraft har betydning for fjordenes økosystem. Vannkraft og vassdragsreguleringenes virkning på fjorder vil være minst like viktig i fremtiden som den er nå, og bedre kunnskap om kyst- og fjordområder er en forutsetning for god forvaltning og realisering av det store potensialet for verdiskapning i disse områdene. Sammenlignet med forskningen på mulige effekter av endret ferskvannstilførsel til fjordene som foregikk på

1970-tallet (Kaartvedt 1984) har man nå et vesentlig bedre kunnskapsgrunnlag, datagrunnlag og modellverktøy for å vurdere disse konsekvenser.



Figur 29. Numerisk modellresultat av overflatesaltholdighet for 26. juni 2013 beregnet med kystmodellen NorKyst800. Det totale modellområdet for NorKyst800 er vist i kartet oppe til venstre.

4.5 Bruk av kontrollert oppstrømning til havbruksproduksjon lavt i næringsnettet

4.5.1 Blåskjellproduksjon

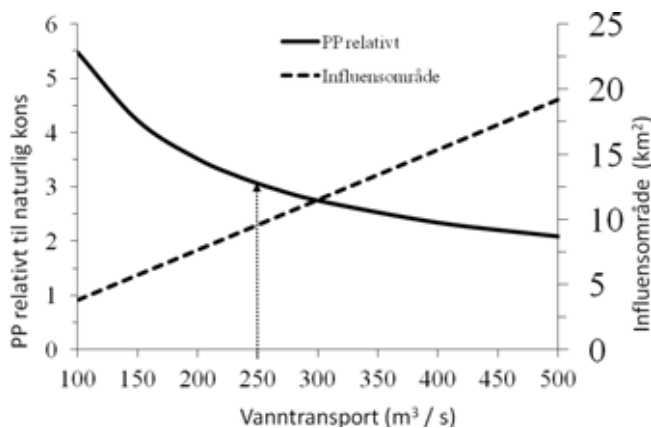
Økt produksjon av føde til blåskjell

Anlegget i Lysefjorden er det første i full skala hvor det er vist at bruk av fersk-/brakkvann til oppstrømning av næringsrikt dypere vannlag gir økt produksjon av planteplankton (Aure m fl 2007) og bedre vekst hos blåskjell (Rosland m fl 2013a, Strand 2013). Allerede i 2004-2005 viste resultater at produksjon av planteplankton kunne 2-3 dobles, og dominansen av kiselalger ble knyttet til effekten av oppstrømningen. Det er flere år observert forskjellige arter av toksinproduserende planteplankton, men den mest fremtredende slekt er *Dinophysis* spp. Utstrekningen av influensområde (det påvirkete området) i Lysefjorden kan variere mye, noen ganger i størrelsesorden 20 km² (Strand 2013). Utstrekningen er i første rekke styrt av mengde oppstrømmende næringsrikt vann, strøm, vindforhold i fjorden og påvirkning fra hydrografiske forhold utenfor fjorden, men også optiske egenskaper for fjordens overflatevann og kystvann som kommer utenfra, er vist å ha betydning for endringer i sammensetning av planteplankton (Erga m fl 2012). Generelt ser det ut til at økt tilførsel av næringssalter i liten grad gir høyere konsentrasjon av planteplankton, men resulterer i et større influensområde (responsen strekker seg lengre ut i fjorden). Dette er i første rekke forklart med lysbegrensning for produksjon av planteplankton og vanntransport utover fjorden. I figur

30 er det vist teoretiske beregninger av hvordan økt vanntransport i influensområdet (5-15 meter dyp) gir en sterkt avtagende konsentrasjon av planteplankton men samtidig et økt influensområde ved en gitt styrke på oppstrømningen

Økt vekst hos blåskjell

Forsøk over to sommersesonger viser at blåskjell som ble dyrket innenfor oppstrømningsområdet i Lysefjorden fikk minst 30 % høyere bløtdelsvekt sammenlignet med stasjonen utenfor (Strand 2013). Skallvekst var ikke påvirket av den økte konsentrasjonen av planteplankton. Den største forskjellen i vekst av bløtdeler var knyttet til reproduksjon, med svært hurtig oppbygging av vev etter gyting. Det ble også observert endringer i fødeopptak og energiomsetning ved endring i fødetilgang. Regulering av kjøttvekst om sommeren er trolig mer knyttet til energibehov under gonademodningen enn ytre endringer i miljø og fødebetingelser.



Figur 30. Sammenheng mellom vanntransport i influensområde (området som er påvirket av oppstrømningen, 5-15 meter dyp) gitt som kubikkmeter per sekund (m^3/s), beregnet mengde planteplankton gitt som forholdet mellom planteplankton (PP) konsentrasjon i influensområdet og bakgrunnskonsentrasjon. Stiplet linje angir gjennomsnittlig vanntransport i Lysefjorden.

Økt avgiftning av algetoksiner i blåskjell

Aktiv avgiftning har størst betydning for endring i konsentrasjon av toksiner i blåskjell, men fortykning av toksiner gjennom økt mengde bløtvev kan bidra vesentlig under gode vekstbetingelser slik det er vist innenfor oppstrømningsområdet i Lysefjorden (Rosland m fl 2013b). Oppstrømning av næringsrikt dypvann som gir økt konsentrasjon av planteplankton med dominans av kiselalger (diatomeér) vil sannsynligvis føre til en tynning av eventuell forekomst av giftige planteplankton (f eks. slekten *Dinophysis*), og vekst av bløtdeler basert på denne føden vil bidra til tynning av eventuell forekomst av gift i skjellene. En vil på denne måten ha gode muligheter for å sikre produksjon av giftfrie skjell i områder med oppstrømning av dypere vann.

Bæreevne for blåskjelldyrking

Mulighetene for å utnytte kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypvann til økt primærproduksjon i Lysefjorden, og dermed muligheter for økt produksjon av blåskjell og andre som beiter på planteplanktonet, er påvirket av flere miljøfaktorer, som vannbevegelse, temperatur, saltholdighet og lysforhold (Aure m fl 2007, Erga m fl 2012, Andersen m fl 2012). For bedre å forstå sammenhengene mellom disse, og kunne beregne kapasitet for

kontrollert oppstrømning i fjorder generelt, kan det benyttes numeriske modeller (NorKyst800, Albretsen m fl 2011). Modellene kan simulere fysiske variabler som salt, temperatur og strømmer, basert på lokale drivkrefter som vind, tidevann og ytre drivkrefter (kysten). Slike modellsystemer har etter hvert oppnådd relativt god simulering av fysiske variabler, men har begrensninger når de blir koblet med modeller som simulerer biologiske variabler, slik som produksjon av planteplankton (NORWCOM, Aksnes m fl 1995, Skogen m fl 1995), vekst hos blåskjell (Rosland m fl 2009; Filgueira m fl 2011) og produksjon i blåskjellanlegg (Rosland m fl 2011). Status for bruk av modeller til beregning av kapasitet for kontrollert oppstrømning og bæreevne for dyrking av blåskjell i Lysefjorden, er oppsummert under.

Basert på prinsippet om at tilført næring gjennom oppstrømningen av dypvann uttrykker bæreevne for skjellproduksjon, er det for Lysefjorden benyttet en boks-modell for å beregne bæreevne for blåskjell i ulike deler av området som påvirkes av oppstrømningen (Filgueira m fl 2010). Modellen beregnet også hvordan blåskjellenes utnyttelse av varierende fødekonsentrasjon påvirker produksjonen. I en modell med høyere horisontal oppløsning er det i tillegg beregnet effekt av ulik plassering av oppstrømningen på mulighetene for produksjon av blåskjell i det påvirkede området (Filgueira m fl under trykking). Resultatene fra Filgueira m fl (2010) viser at en innenfor et påvirket område på 5 km² maksimalt kan holde 3620 tonn blåskjell. Med en produksjonssyklus på 1 år tilsvarer dette en produksjon på 725 tonn/km², som er samme nivå som produksjonen i den spanske fjorden Rias de Auorosa (Andersen m fl 2012). En forutsetter her at produksjonsarealet inkluderer tilfangsområdet for fødetilgang. Dette er basert på at en erfaringsmessig kan produsere en gitt mengde skjell per ”areal fødetilgang” og for de spanske fjordene er dette beregnet til 500-700 tonn/km². For beregnet bæreevne på 3620 tonn blåskjell i Lysefjorden vil en produksjonssyklus over to år tilsvare produksjon ned mot 400-500 tonn/km² som er 2-3 ganger antatt produksjon på 150-200 tonn/km² under naturlige fødeforhold i fjorder i Norge (Aure m fl 2001, Hovgaard m fl 2005). I rapporten *Fremtidige muligheter for havbruk i Lysefjorden* (Aure m fl 2001) ble den naturlige bæreevne for skjellproduksjon i fjorden beregnet til 6000 tonn skjell per år, eller 140 tonn/km².

En vekstmodell for blåskjell (Dynamic Energy Budget-DEB) er brukt til å simulere vekst og energibudsjetter hos skjell basert på observerte fødeforekomster og temperatur i Lysefjorden (Rosland m fl 2009; Rosland m fl 2013a). Modellen er også benyttet til å beregne fødetilbudet basert på observert vekst, og sammenholde dette mot observerte fødeparametre for å identifisere hvilke deler de organiske partiklene i vannmassen som nyttiggjøres av skjellene. Resultatene indikerer at skjellene fordeler mye (i forhold til andre studier) av energien til reproduksjon, og at biomassen av planteplankton samsvarer godt med observert vekst hos blåskjell i Lysefjorden. Det pågår forskning hvor molekylærbaserte teknikker brukes for å spore ulike arter planteplankton som spises av blåskjell, med målsetting å øke kunnskapen om fødeopptak hos blåskjell. Dette vil generelt bedre kunnskapen om beitere på planteplankton og dermed grunnlaget for utvikling av økologiske modeller (Rosland m fl 2013c).

Vekstmodellen for blåskjell (Rosland m fl 2009) er videreutviklet til å kunne simulere vekstvariasjon i anlegg med bæreliner (Rosland m fl 2011), og resultater viser at bæreevnen er mest bestemt av fødekonsentrasjon og dernest av vannstrøm til anlegget. For et standard anlegg, 300 meter langt og med en konsentrasjon av blåskjell på 1000 individ per m², vil en dobling av fødekonsentrasjonen (fra 1.4 til 2.8 milligram *Chl a* /m³) gi en dobling av individuell kjøttvekt for blåskjellene forutsatt at avstanden mellom bærelinene er minst 4-5 meter. Ved økende avstand mellom bærelinene avtar imidlertid den totale biomassen i anlegget, fordi økning i kjøttvekt ikke kompenserer for tynning av biomasse som følge av økt bærelineavstand (Rosland m fl 2011). Dette betyr at økt fødekonsentrasjon som følge av oppstrømning av næringsrikt dypvann vil ha god effekt på produktiviteten i blåskjellanlegg når fordelingen av biomasse i anlegget maksimeres. Dette gir muligheter for effektiv utnyttelse av areal med hensyn på økt produksjon per arealenhet i fjorder med kontrollert oppstrømning.

I kombinasjon med numeriske strømmodeller (NorKyst800) kan primærproduksjon (NORWECOM, Skogen og Søiland 1998) beregnes også for nødvendig oppløsning for Lysefjorden (50-200m). Dette kan igjen kobles til DEB modellen og basert på temperatur og konsentrasjon av føde kan bæreevnen for blåskjell beregnes i ulike deler av fjorden med en høyere oppløsning enn i modellering som hittil er gjort (Filgueira m fl 2010, Filgueira m fl under trykking).

Potensial for dyrking av blåskjell

Andersen m fl (2012) anslo potensial for blåskjell dyrking i Norge til i størrelsesorden 1 million tonn, men med utfordringer knyttet til lave konsentrasjoner av planteplankton og forekomster av giftige planteplankton i noen områder av kysten. Dette krever kunnskap om riktig lokalisering for å maksimere produksjonsforhold og minimere risiko for akkumulering av toksiner i skjellene. Dyrking av skjell krever relativt store areal og må sees i sammenheng med hensynet til produksjon og toksiner. En totalproduksjon på 1 million tonn vil med forutsetning om en naturlig produksjonskapasitet på 175 tonn/km² (inkludert tilfangsområde for føde), kreve et totalareal på 5715 km². Betrakter vi et bøyestrekkanlegg med 10 meter mellom bærelinene, 0.5 meter mellom tauene som blåskjellene dyrkes på og 500 blåskjell á 10 g per meter tau, så vil en stående biomasse på 1 million tonn blåskjell kreve et totalareal for selve anleggene på 100 km². Til sammenligning beslagla norsk fiskeoppdrett i 2010 ca 40 km², med en stående biomasse på 2.7 millioner tonn (basert på MTB) (Gullestad m fl 2012). Beslaglagt areal for 1 millioner tonn blåskjell og 2.7 millioner tonn laksefisk utgjør henholdsvis 1.3 og 0.5 promille av kyst- og fjordarealet. Dyrkes blåskjellene i fjorder med oppstrømning av næringsrikt dypvann vil dette arealet halveres eller mer.

Kontrollert oppstrømning slik det er utprøvd i Lysefjorden kan tredoble konsentrasjonen av planteplankton, gi bedre vekst hos blåskjell samt stimulere vekst av kiselalger med relativt lav risiko for toksinproduserende arter. Tiltaket kan dermed øke bæreevnen og sikre produksjon av skjell med høy kvalitet, og samtidig redusere risiko for at toksiner skal akkumuleres i skjellene.

Tar en utgangspunkt i fjordarealet 4400 km² som er antatt egnet til oppstrømning (se kap 4.2.3) og produksjonskapasitet for områder med oppstrømning på 400-500 tonn/km², vil 1 million tonn blåskjell kunne produseres på 2200 km² som er 35-40 % av behovet under naturlige forhold. En referanse til et slikt potensial er skjellproduksjonen i de spanske fjorder, hvor det i Rias de Auorosa (areal på 230 km²) produseres 150-170 000 tonn/år som tilsvarer 650-740 tonn/km². Blåskjellene dyrkes på flåter som totalt beslaglegger 25 % av fjordens areal.

Sett i relasjon til arealbruk og matproduksjon i kystsonen, vil kontrollert oppstrømning i en fjord kunne gi grunnlag for produksjonen som naturlig ville kreve 3 fjorder av samme størrelse. En kan dermed se for seg kontrollert oppstrømning som tiltak for å redusere arealbehovet for matproduksjon i fjorder. Velger man fjorder som er påvirket av vannkraftutbygging, vil man i tillegg kunne se dette som restituering 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 blåskjell 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.

4.5.2 Produksjon av lav-trofiske ressurser som kilde til ingredienser i fiskefôr

Norges oppdrett av fisk forbraker nå omlag 1.5 mill tonn fiskefôr per år. En fortsatt vekst i produksjonen og realisering av fremtidige utsikter for mangedobling av dagens produksjonsnivå forutsetter at tilgang på råstoff til fôr blir bærekraftig (Olsen 2011). Rapporten «*Verdiskapning basert på produktive hav i 2050*» fremskriver at norsk havbruksnæring vil øke 10 ganger dagens omsetning – fra 34 milliarder (2010) til over 238 milliarder (2050) basert på en volumøkning fra 1 til 5 millioner tonn (Olafsen m fl 2012). Et av målene i regjeringens ”Strategi for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring” fra 2009, om fôr og fôrressurser konkretiserer tiltak på utvikling av andre marine råvarer til fôrproduksjon. Dette kan både være høsting av overskuddet på lavere nivåer i den marine næringspyramiden, og å utvikle helt nye kilder til marine fôringredienser.

Fra å være basert på råstoffkilder fra nær- og fjerntliggende fiskeressurser har begrensninger på tilgangen til slike marine resurser ført til en økt andel vegetabiliske kilder i fôr til fiskeoppdrett med tilhørende problemstillinger knyttet til fiskehelse, ernæring og miljøeffekter. Mens produksjonen i norsk fiskeoppdrett doblet seg fra 2000 til 2010, har industriens totale tilgang til fôrressurser fra fisk blitt redusert. Med dårlige utsikter for å hente økte fôrressurser fra verdens tradisjonelle fiskerier må en produksjonsøkning i fiskeoppdrett derfor finne nye marine kilder til fôr. I et langsiktig perspektiv er det åpenbart at en fremtidig bærekraftig akvakulturproduksjon i Norge og globalt, må basere seg på å ta den største økningen fra organismer lavt i næringsnettet (Olsen 2011). I prinsippet vil 90 % av energien i biomassen gå tapt for hvert ledd man beveger seg oppover i næringskjeden og potensialet for uttak av biomasse lavt i næringskjeden er stort. Med de naturgitte forutsetninger Norge har for

akvakulturproduksjon også av organismer lavt i næringsnettet er det derfor økende interesse for å se på mulighetene for produksjon av råvarer til fiskefôr i egne kystområder. Det kan forventes at transport av råvarer fra fjerntliggende ressurser vil få forsterket negativ betydning i vurderinger av bærekraft til fordel for produksjon av råvarer i våre egne kystområder.

Realisering av det store potensial for produksjon av organismer lavt i næringskjeden forutsetter kunnskap om produksjonskapasitet, bæreevne i forhold til produksjon, arealkrav og økologiske effekter knyttet til de betydelige mengder biomasse som kreves til industriell anvendelse. Om råstoffet er egnet som ingrediens i fôr til fiskeoppdrett er betinget av blant annet teknologi for lønnsom produksjon, prosessering knyttet til ernæringsrelaterede egenskaper som struktur og næringsinnhold, fare for akumulering av marine miljøgifter og andre uønskede stoff, m.m.

Organismer som i første rekke er vurdert er makroalger (*Saccharina latissima*), tunikater (også kalt sekkedyr) (*Ciona intestinalis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*), men også dyreplankton, børstemark, mikroalger og bakterier (Olsen 2011). Bruk av makroalger som råstoff i fôr til fiskeoppdrett og anvendelse i bioenergiproduksjon er tema for forskningsaktivitet hos SINTEF og ved NIFES. Flere arter har lovende egenskaper slik som f. eks søl (*Palmaria palmata*) som inneholder marine oljer som kan erstatte fiskeoljer og gir god pigmentering i laksefisk. I den senere tid har oppmerksomheten økt rundt bruk av tunikater som råstoffkilde til ingredienser i både fiskefôr og bioenergiproduksjon (Andersen m fl 2012). I regi av UNI Research og Universitetet i Bergen er det etablert et pilotanlegg for testing av systemer for produksjon og prosessering (http://www.forskningsradet.no/no/Nyheter/Ingen_hadde_tenkt_pa_det/1253987243375?lang=no). Det gjøres også forskning på råvarens egnethet til industriell anvendelse. Bruk av denne ressursen til fôr er særlig interessant da dette ikke konkurrerer med annen landbasert matproduksjon, og dyrene er heller ikke en hovedkomponent i det næringsnettet vi normalt høster av til matproduksjon i havet.

Blåskjell og tunikater har et høyt innhold av protein (60 % av tørrvekt) og har rikelige med omega 3 som er mulige marine kilder til produksjon av fôr til fiskeoppdrett (Troedsson pers med, Duinker m fl 2004). Produksjonspotensialet for tunikater og blåskjell er stort, og for industriell produksjon eksisterer det effektiv høsteteknologi for blåskjell som vil kunne videreutvikles og tilpasses andre arter som for eksempel tunikater. Dette er også tema i pilotanlegget for tunikater hvor det i første omgang arbeides med utfordringer knyttet til fjerning av vann (> 95 %) og lønnsom teknologi for dyrking og prosessering. Erfaringene fra pilotanlegget så langt er at sekkedyrene vokser svært hurtig og opptrer i konsentrasjoner på 2500-10000 individer per kvadratmeter. Dette tilsvarer 1-4 kvadratcentimeter plass til vert individ. Dette er i samme størrelsesorden av konsentrasjon blåskjell vokser på tau hengende fra bøystrekkanlegg. Det forventes at det kan dyrkes et sted mellom 100 og 200 kg/m² dyrkingsflate. Tatt i betraktning at blåskjell har et lavere vanninnhold (ca 80 %, Rosland m fl 2009) er denne produksjonen realistisk med bakgrunn i det som erfaringsmessig dyrkes i blåskjellanlegg (Hovgård m fl 2001). Innledende tester kan tyde på at tunikater kan dyrkes ned på større dyp enn blåskjell, noe som vil gi høyere produksjonseffektivitet per dyrkingsareal og mulig høyere produksjon i forhold til tilfangsområdet (areal fødetilgang).

For blåskjell eksisterer det kunnskap om produksjonskapasitet i forhold til miljøets bæreevne mens det for tunikater mangler grunnleggende fysiologisk og økologisk kunnskap for å etablerer tilsvarende. Fremskaffelse av slik kunnskap er tema for forskningsprosjektet *Carrying Capacity of Native Low-Trophic Recourses for Fish Feed Ingredients: Potential of Tunicate and Mussel Farming* (Norges forskningsråd) som skal gjennomføres i 2014-2016.

4.5.3 Produksjon av lav-trofiske organismer i integrert multitrofisk akvakultur (IMTA)

Integrert multitrofisk akvakultur (IMTA) ble omtalt i Andersen m fl (2012) med utgangspunkt i en definisjon som involverer oppdrett av flere arter på ulike trofiske nivå i næringsnettet. Konseptet er at avfall fra arter som føres blir utnyttet av arter på et lavere trofisk nivå. Forutsetningen er at også artene som står for ekstraksjonen (fjerning av avfallsprodukter) skal ha kommersiell verdi og dermed bidra til økt total lønnsomhet. Begrepet IMTA og konseptet har de senere år fått økt internasjonal oppmerksomhet blant annet gjennom forskning som er organisert i nettverket Canadian Integrated Multi-Trophic Aquaculture Network (CIMTAN) <http://www.cimtan.ca>. Også i Norge har etter hvert flere forskningsprosjekter bidratt til et bedre kunnskapsgrunnlag for å vurdere muligheter for ulike former for IMTA. Nye resultater fra forsøk med blåskjell og sukkertare (*Saccharina latissima*) (Rosland m fl 2011, Handå m fl 2013b, Broch m fl 2013, Cranford m fl 2013) viser relativt lav effektivitet på opptak av avfall fra fiskeoppdrett for disse to artene. Økt effektivitet kan oppnås ved å øke dyrkingsareal og biomasse for organismene men da med begrensninger knyttet til redusert vannstrøm og produksjonsmiljø for både fisken i oppdrett og organismene som skal ekstrahere avfallet.

Forsøk med blåskjell tyder på at partikler fra fôrspill vil bidra mer til vekst enn partikler fra laksefekalier (Handå m fl 2012). I vekstforsøk med blåskjell dyrket ved et fiskeoppdrettsanlegg i Sør-Trøndelag med produksjon på 5000 tonn, var bløtdelsvekt i blåskjell om høsten og vinteren høyere enn på referanselokalitet (Handå m fl 2012), mens det over et helt år ikke var forskjell. Bidrag til økt bløtdelsvekst i vinterhalvåret ble vurdert å gi muligheter fordi naturlig fødetilgang i denne perioden er på det laveste. Disse resultatene er i samsvar med tidligere forsøk fra andre land, hvor det er vist til bedre vekst når tilgangen på naturlig føde er lav. Forsøkene preges imidlertid av at det sammenlignes med bare en referanselokalitet. I lys av den betydelige naturlige variasjonen i vekst hos blåskjell mellom lokaliteter (Rosland m fl 2009, Handå m fl 2011) vil forskjell en ser i IMTA være relativt liten.

På grunnlag av den relativt lave andelen fôrspill i fiskeoppdrett (5 % av utføret mengde) sammenlignet med mengdene avføringspartikler som i større grad synker hurtig, vil blåskjell i hengende kulturer i nærheten av fiskeoppdrettsanlegg bare kunne ta ut en begrenset andel av avfallet (Handå m fl 2012). Modellberegninger av blåskjellenes kapasitet til å fjerne avfalls-partikler fra fiskeoppdrett viser hvordan dette er avhengig av strømhastighet og mengde skjell som avfallsvannet må passere (Cranford m fl 2013). En høy konsentrasjon av blåskjell i bøystrekkanlegg (1000 individer per m²) vil ved strømhastigheter på 2-8 cm/s potensielt kunne fjerne 1-3 % av avfallspartiklene, mens 50 % uttak vil kreve 20-60 påfølgende bæreliner med blåskjell. Slike konsentrasjoner av blåskjell i store bøystrekkanlegg vil påvirke gjennomstrømning av vann og uttømming av fødepartikler som vil være av stor betydning for vekst og kvalitet på skjellene (Rosland m fl 2011). Bruk av blåskjell til ekstraksjon av avfall

fra fiskeoppdrett er vurdert til å ha svært begrenset effekt, blant annet fordi en relativt liten del av det partikulære avfallet synes å bli transportert horisontalt. Økt effekt vil kreve uforholdmessig høye biomassetettheter og store anlegg (Handå m fl 2012; Cranford m fl 2013; Pearce m fl upubl).

Under norske forhold vil sukkertare utnytte løste avfallsstoffer som kommer fra fiskeoppdrett til økt vekst (Handå m fl 2013), og en rekke storskala forsøk pågår i regi av oppdrettsnæringen. Som for blåskjell, vil effektivitet i fjerning av avfallstoffer fra fiskeoppdrett være avhengig av mengde tare og dyrkingsareal i forhold til utslippet. Basert på en modellstudie beregnet Broch m fl (2013) at sukkertare dyrket i nærheten av fiskeoppdrettsanlegg (5000 tonn) kunne ha et utbytte på 75 tonn/ha fra februar til juni og 170 tonn/ha fra august til juni. Beregnet opptakseffektivitet av ammonium (NH_4^+ - N) fra oppdrettsanlegget for et tareanlegg på 1 hektar var 0.34 %, mens et anlegg på 30 hektar som vil ha tilsvarende biomasse som fiskebiomassen kunne oppnå 10 % opptak. Det ble konkludert med at den lave effektiviteten i stor grad skyldtes at perioden med høyest opptak av næringssalter hos sukkertaren ikke sammenfaller med produksjon av fisk og dermed høyest tilførsel av avfallstoffer til omgivelsene. Broch m fl (2013) vurderer kravet til areal for dyrking som begrensende faktor i utvikling av tare som effektiv IMTA-art i Norge.

Fokus på avfall under fiskeoppdrettsanlegg

Forskningsresultatene fra norske anlegg (over) og CIMTAN nettverket i Canada har vist at bruk av arter for ekstraksjon av avfall som slippes ut horisontalt fra fiskeoppdrettsanlegg har begrenset effekt. Det aller meste av utslippet av organisk avfall fra fiskeoppdrettsanlegg har lokale effekter på bunn. Dette har ført til en dreining av fokus mot arter som kan dra nytte av avfallet som synker ut under anlegget (Pearce m fl upubl). Norske fiskeoppdrettsanlegg er i hovedsak lokalisert over store dyp (> 100 meter) og i forhold til organisk belastning og lokaliteters bæreevne er det utført flere undersøkelser med betydning for å kunne vurdere muligheter for å utnytte arter som omsetter det organiske avfallet fra fiskeoppdrett (Taranger m fl 2013). Virkningen på bunndyr fra avfallet som havner på bunn har ofte en gradient ut fra anleggene. Nær merdene finner man ofte få arter, men med høy biomasse og antall organismer, mens bunndyrsamfunnet i en overgangssone er stimulert med høyere antall arter (Kutti m fl 2007a). Undersøkelser fra et anlegg i Hordaland lokalisert på 200 meters dyp viste at biomassen under anlegget var 40 ganger høyere enn referanseområde 1.5 - 3 km fra anlegget. Overgangssonen med høyere antall arter strakk seg inntil 900 meter fra anlegget, og bestod av blant annet pigghuder (kråkeboller og sjøpølser), krepsdyr (reker) og børstemark, alle mulige kandidater for utnyttelse i et IMTA perspektiv. I referanseområdet 1.5-3 km fra anlegget er dyresamfunnet vurdert til å være upåvirket, selv om avfall fra anlegget kan spores med følsomme kjemiske metoder (Kutti m fl 2007b). I områder under fiskeoppdrettsanlegg dominert av hardbunn (fjell) er det påvist store mengder opportunistiske børstemark som naturlig blir funnet på hvalkadaver som synker til bunnen (Eikje 2013). Observasjoner tyder på at børstemarken forsvinner når tilførselen av organisk materiale fra anlegget opphører under brakklegging fra oppdrettsanlegget. Det er ikke kjent i hvilken grad børstemarken er føde for andre organismer eller forsvinner av andre årsaker.

Fekalpartikler som synker ut fra merdene dominerer den totale mengde avfall fra fiskeoppdrett. Det største potensialet for effektiv ekstraksjon og gjenbruk eller resirkulering av avfall fra fiskeoppdrettsanlegg er derfor under merdene. 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. Med store dyp (ofte over 100 meter) og varierende spredning er det en betydelig teknologisk og økonomisk utfordring i å dyrke eller høste de organismene som eventuelt får økt produksjon som følge av nedfallet (se over). Alternativt vil uttak av organismer som i et større område, indirekte er påvirket i form av økt produksjon kunne bli høstet og inngå i en form for IMTA. Det mangler imidlertid vesentlig kunnskap om omsetningsveier for avfallet fra fiskeoppdrettsanlegg.

Et utvidet IMTA konsept

Et 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. Eksempler hvor IMTA er anvendt strekker seg fra lukkede systemer hvor direkte ekstraksjon påviselig kan realiseres (eks resirkuleringssystemer) til åpne og mer ekstensive systemer (f eks norsk fiskeoppdrett) hvor grad av mulig ekstraksjon er uklar. Fra en definisjon av IMTA som baserer seg på en direkte integrering hvor intensjonen har vært å ekstrahere avfallstoffene direkte er det de siste årene i større grad fremhevet at IMTA bare er et overordnet konsept som inneholder et spekter av systemer for integrering (Chopin 2013). Det fremheves at integrering bør forstås som en kobling mellom komponenter i form av å opprettholde økosystemfunksjoner og kan foregå også i store økosystemer. Organismer som velges i et IMTA system baseres på deres komplementære funksjoner i økosystemet og kommersielle potensial.

En kan se for seg IMTA i en fjord hvor f.eks. tare tar opp næringsalter som er frigjort ved nedbrytning av avfallspartikler, eller hvor skjell utnytter planteplankton som har vokst på løste avfallstoffer som kommer fra et fiskeoppdrett anlegg. Avfallstoffene omsettes over et eller flere trofiske nivå i næringsnettet og ekstraksjonen kan skje i betydelig avstand fra kilden og senere i tid etter utslippet. Beregninger av nærings- og energistrømmer i næringsnett vil imidlertid være komplekse og kreve omfattende prøvetakingsprogram. Det forutsetter også kunnskap om økosystemers funksjon på et detaljnivå som foreløpig mangler i de fleste kystområder. Nye studier av næringsomsetning ved blåskjelldyrking illustrerer noe av denne kompleksiteten (Jansen m fl 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 næringsnettet, f.eks. som et budsjett for karbon eller nitrogen i en avgrenset bukt, en fjord eller en kyststrekning.

4.5.4 Integrerte konsepter knyttet til kontrollert oppstrømning

Produksjonsforhold i fjorder er utsatt for ulike former for menneskelig påvirkning, som avrenning fra land, havbruk, fiskeri, vannkraftregulering, klima m.m. Det er i løpet av de siste tiår fremskaffet viktig ny kunnskap og langt bedre metoder og redskap (eks modeller,

instrumentering, analyser etc) som kan anvendes for bedre å forstå virkningen av disse faktorene, hvordan de påvirker hverandre og hvordan dette kompliseres av endringer i det naturlige miljø langs for eksempel geografiske gradienter og over tid. Videre er prinsippene knyttet til forvaltning og utvikling av vår kystområder i økende grad preget av en helhetlig tenkemåte, og blant mange forslag til integrering mellom ulike aktiviteter er konseptet Integrert multitrofisk akvakultur - IMTA et forslag til tiltak som har målsetting om å styrke bærekraft gjennom resirkulering av avfall fra fiskeoppdrett. Helhetlige løsninger knyttet til virkninger av menneskelig aktivitet på økosystemene og betydning av tiltak for å bøte på eventuell negativ påvirkning krever imidlertid et betydelig kunnskapsløft om våre kystøkosystemer.

Kontrollert oppstrømning av næringsrikt dypere vann i fjorder er et tiltak som teknisk sett kan styres i form av at oppstrømningen i stor grad kan reguleres etter behov og kan stoppes for å oppheve virkningen på produksjon av planteplankton. Observasjoner i Lysefjorden (Aure m fl 2007) viser at responstiden for oppbygging av planteplankton biomasse 2-3 ganger utgangskonsentrasjon tar ca 1 uke, mens "levetiden" til en etablert biomasse etter stopp i oppstrømningen i hovedsak vil være avhengig av oppholdstiden på vannet (dager til uke). Eventuelle virkninger i andre deler av næringsnettet er da ikke vurdert. Resultater fra oppstrømning i Lysefjorden viser at planteplankton konsentrasjon påvirkes på fjordskala, opptil 20 kvadratkilometer av fjorden. Med utgangspunkt i antagelsen om at kraftutbyggingen har redusert produksjonskapasitet for planteplankton er det Lysefjorden beregnet at omfanget av tilførte næringssalter fra kontrollert oppvelling tilsvarer tapet som følge av endret ferskvannstilførsel etter kraftutbygging (Aure m fl 2001). Dette medfører at oppstrømning av næringsrikt dypvann kan betraktes som en gjenoppretting av miljø- og produksjonsforhold i fjorder påvirket av vannkraftutbygging. Dette eksemplet illustrerer muligheter for 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. Internasjonalt er integrering av aktiviteter knyttet til energiproduksjon og akvakultur gjerne betegnet under konsepter som *Development of multipurpose integrated food and renewable energy parks* (IFREP). Det kan nevnes at fjordenes permanente brakkvannslag gjør de også potensielt egnet til eventuelt framtidig saltkraftverk.

For å sette oppstrømning av næringsrikt dypvann i et perspektiv også knyttet til annen aktivitet i fjorder er det i det følgende gjort en sammenligning med mulige regionale effekter av næringsutslipp fra fiskeoppdrett. Det kan gjøres en sammenligning mellom situasjonen i Hardangerfjorden med svært høy produksjon i fiskeoppdrett og oppstrømning av næringsrikt dypere vann i Lysefjorden. Tabell 17 viser at Hardangerfjorden er 25 ganger større enn Lysefjorden. Hardangerfjorden er den fjorden i landet med høyest produksjon av matfisk og årlig produseres det om lag 70 000 tonn laksefisk. I henhold til Taranger m fl (2013) var totalt utslipp av oppløste næringssalter (nitrogen) beregnet til 770 tonn og organisk utslipp var 24 000 tonn. Overvåkning av miljøtilstanden i fjorden tyder på at ikke er en generell regional overbelastning av næringssalter og organiske materiale i fjorden, men det er påvist lokale effekter (Taranger m fl 2013).

Tabell 17. Sammenligning av størrelse og vannutveksling mellom Hardangerfjorden i Hordaland og Lysefjorden i Rogaland.

	Hardangerfjorden	Lysefjorden
Areal (km ²)	1223	44
Maks dyp (m)	850	460
Terskel dyp (m)	150	14
Oppholdstid for vann 0-20 m (dager)	30	11
Vanntransport (m ³ /s ⁻¹)	5000-7000	300

Lysefjorden har ikke matfiskoppdrett og spesielt indre del av fjorden er karakterisert som et fjordområde man i dag ikke ville tillate matfiskoppdrett. I 2004 og 2005 var oppstrømning i drift fra juni til august, og midlere mengde næringssalt i form av nitrat som ble tilført eufotisk sone ble beregnet til 450 kg N/dag (Aure m fl 2007). Vannmengden med næringssalter som ble lagret inn på 5-15 meters dyp var 15-30 m³/s, med gjennomsnittet på 10 % av midlere vanntransport i dette laget (ca 235 m³/s). Vanntransport i indre del av Lysefjorden varierer mye, fra 150 til 500 m³/s, og vind er en viktig faktor i situasjoner med høy vanntransport. Data fra undersøkelsene i 2004-2005 viste at responsen på oppstrømningen av dypere vann i form av forhøyede konsentrasjoner av planteplankton (akkumulering av planteplankton) avtok med økende vannstrøm i området og ved høy vanntransport var det ikke mulig å skille mellom situasjoner med og uten oppstrømning. Dette er forklart med at høy vanntransport fører til at spredning av planteplanktonet hindrer akkumulering til forhøyede konsentrasjoner. En undersøkelse av respons fra oppstrømningen som bare ble utført i situasjoner med høy vanntransport ville kunne konkludert med at oppstrømningen ikke hadde effekt på konsentrasjon av planteplankton. Oppstrømningen kan sammenlignes med et tenkt oppdrettsanlegg basert på utslippsmengde av løste næringssalter. Et oppdrettsanlegg som produserer 5000 tonn representerer i dag et middels til stort oppdrettsanlegg i Norge. I slutten av en produksjonssyklus når fisken er stor og utslippet høyt vil produksjonen for perioden juni-august kunne ligge på 1200 tonn (Broch m fl 2013). Denne produksjonen vil gi et midlere daglig utslipp av oppløste avfallsstoffer på 137 kg N/dag eller 30 % av tilførte næringssalter fra oppstrømningen.

Eksempelet illustrerer skala på forhold mellom utslipp av løste avfallsstoffer fra fiskeoppdrett og produksjon vs spredning av planteplankton i fjorden. Oppstrømningen av næringsrikt vann i Lysefjorden representerer utslipp av løste avfallstoffer fra minst tre 5000 tonn store fiskeoppdrettsanlegg. Basert på data fra Aure m fl (2007) vil sannsynligheten være liten for at dette utslippet gir påviselig effekt på planteplankton når vanntransporten i området er høy. Lysefjorden er smal og representerer et fysisk avgrenset miljø og utskiftning av vann som tilsier at fjorden ikke er egnet for oppdrett av matfisk. Sammensetningen av næringssalter i avfall fra fisk og oppstrømning av dypvann er vesentlig forskjellig. Næringssaltene i fjordens dypere vannlag er ”balansert” med en sammensetning som er grunnlaget for våroppblomstringen hvert år, mens det løste fiskeavfallet hovedsakelig består av ammonium-nitrogen og noe fosfat som vil kunne gi økt risiko for utvikling av planteplanktonsamfunn med giftige arter.

Eksemplene fra hvordan oppstrømning av næringsrikt dypvann kan betraktes som en gjenoppretting av miljø- og produksjonsforhold i fjorder påvirket av vannkraftutbygging og beregningen av hvor mye næringssalter oppstrømningen til eufotisk sone i Lysefjorden representerer i forhold til utslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg er grove anslag som gir perspektiver på hvordan ulike aktiviteter i kyst og fjordområder kan sees i sammenheng. Dette illustrerer også muligheter for å kunne utvikle konsepter for integrering mellom slike aktiviteter og andre sektorer på kysten som kan ha ulike former for gjensidig utbytte. Dette forutsetter imidlertid en tilpassning til de rammebetingelsene kystvannet setter for produksjon, større grad i et helhetlig økosystemperspektiv og utvikling av samfunnmessige aksept for nye innovative løsninger i forhold til matproduksjon i kystområdene. En storstilt dyrkning av organismer lavt i næringsnettet vil endre flyt av energi og organisk karbon i økosystemet (se kapittel 2). Det trengs et betydelig kunnskapsløft for å kunne forstå og forutsi hvilke virkninger dette kan ha i økosystemet.

4.6 Blåskjell dyrking og karbonlagring

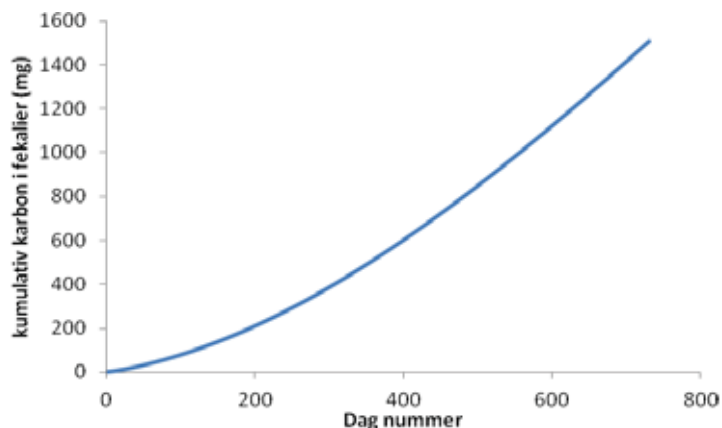
I Andersen m fl (2012) ble det redegjort for hvordan kalsifisering (dannelse av kalsiumkarbonat CaCO_3 skall hos skjell) bidrar til at det produseres CO_2 , hvor karbonet kommer fra havets store lager av bikarbonat (HCO_3^-). Det ble også nevnt at dyrking av blåskjell kan øke vertikal transport av organisk karbon som potensielt kan sedimentere og lagres i bunn av fjordene. Det ble videre fremhevet at 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.

Her utdypes spørsmålet om mulighetene for karbonfangst ved hjelp av blåskjell dyrking, med særlig vekt på hvor mye CO_2 man teoretisk kan pakke (binde) per kg bløtvev og per kg skall. Produksjon og høsting av blåskjell påvirker innholdet av karbon i sjøvann og vil kunne virke inn på karbonsyklusen i områder med stor biomasse av skjell. Det er i første rekke knyttet til uttak av blåskjellvev ved høsting, livshistorie og dannelse av skall.

Her betrakter vi et budsjett for et blåskjell som høstes når tørrvekten er på topp innen skjellet reproduserer i sitt andre år. Vekstforsøk fra Lysefjorden viser at bløtdelene i blåskjell etter to år i vil ha en tørrvekt på 1000 mg og en skallvekt på 4800 mg (Strohmeier m fl innsendt). Dette forutsetter at skjellet høstes innen det gyter. Under ellers like forhold, men med moderat oppstrømning av dypere vann vil blåskjell oppnå en tørrvekt på 1400 mg og en skallvekt på 5000 mg. Forutsetter vi at andelen av organisk karbon i tørt vev fra blåskjell er 440 mg karbon/g tørrvekt vil uttaket av vevet fra et blåskjell fra naturlig fjordvann representer et uttak av 1.6 g CO_2 /g tørrvekt.

Blåskjell spiser ved å filtrere partikler fra vannmassene. Mengden av det organiske materiale i partiklene som absorberes i blåskjellet er avhengig av kvaliteten, men andelen som forlater dyret som fekalier har et typisk organisk innhold fra 10 til 32 % (Jansen 2012). Vi har brukt en dynamisk energi modell (DEB) (Rosland m fl 2009) til å beregne organisk karbon i

fekalier avgitt fra et blåskjell summert over to år. Simuleringen starter med et skjell som er 15 mm i skallengde og 50 mg i bløtdelens tørrvekt. Modellen kjøres for en tidsperiode på to år og ender med et skjell som er 1000 mg i tørrvekt (se figur 31). Resultatene indikerer at et blåskjell vil pakke 1509 mg organisk karbon i fekalier. Dette er i god overensstemmelse med beregning basert på målinger på blåskjell i norske farvann (basert på data fra Strohmeier m fl in prep). Hvis vi tar utgangspunkt i at ett blåskjell pakker 1509 mg karbon i fekalier representerer dette 5.5 g CO₂. Dermed vil blåskjellene gjennom en livsperiode på to år fange 3.4 ganger mer CO₂ i fekalier sammenlignet med uttaket av karbon fra blåskjell bløtdelsvekst.



Figur 31. Modellert (DEB) produksjon av karbon i fekalier, uttrykt som mengde summert over tid (kumulativ) for et blåskjell som er 15 mm i skallengde og 50 mg i tørrvekt av bløtdeler ved dag 0 og 1000 mg i tørrvekt etter 2 år.

Selv om organisk karbon pakkes i fekalier er det ikke gitt at karbonet lagres (tas ut av karbonsyklusen) i en ønsket tidsperiode, gjerne 100 år eller lenger. For at fekalier skal lagres på en slik tidsskala må de ende i en tilstand og i et miljø hvor de ikke brytes ned (respireres/metaboliseres). I våre farvann betyr dette at fekalier må begraves i sedimentet på bunnen. Vi ser da bort fra midlertidig lagring i anoksisk (oksygenfritt) bunnvann.

Siden fekalier inneholder relativt ferskt biologisk materiale kan de nyttes som føde av andre organismer inntil de begraves i sedimentet. Fekalier fra dyrkede blåskjell kan brytes ned på tre steder; i) mellom blåskjellene i anlegget i de øvre vannmasser (eufotisk sone) ii) i vannmassen mens fekalier synker mot bunn og/eller iii) på bunnen. Det er begrenset hvor mye plass det er til fekalier i rommet mellom skjellene i at anlegg og det antas at fekalier i løpet av kort tid (skala dag) vil tilføres vannmassen og synke mot bunnen (Jansen m fl 2012). Synkeraten til fekalier fra blåskjell med en naturlig diett er beregnet til 3.9 mm/s eller 337 m/dag (Carlsson m fl 2010). Således vil oppholdstiden til blåskjellfekalier i vannmassen ofte være i skala fra en noen timer til to dager. Fekalier inneholder en labil eller lettomsattelig fraksjon. Nedbrytning av denne fraksjonen er relativt hurtig i oksygenrikt vann, men avhengig av sesong. Data fra Norge (Jansen 2012) indikerer en tidsskala fra 5 til 15 dager, mens data fra Danmark indikerer 6 dager (Carlsson m fl 2010). Sammenligner vi nedbrytningstiden med synketiden til fekalier gjennom vannmassen så ser vi at relativt lite av den labile fraksjonen vil bli brutt ned i de frie vannmasser.

Forsøk viser at fekalier fra blåskjell som sedimenterer umiddelbart øker forbruket av oksygen på bunn (Carlsson m fl 2010). Det er også vist at fôrspill og fekalier fra fiskeoppdrett kan øke

omsetningen av organisk materiale i et størrelses omfang av 10-100 ganger den naturlige omsetningen i / på sedimentet. Det organiske innholdet av karbon i sedimentet avtar også hurtig med dyp i sedimentet under et fiskeoppdrettsanlegg (Valdemarsen m fl 2012). Det er derfor sannsynlig at større deler av blåskjellfekalier som når bunnen vil remineraliseres. Men både økt sedimentering og/eller et høyere organisk innhold i sedimentet vil gi mer lagring av organisk karbon som følge av blåskjell dyrkning. Det er avgjørende at vi øker kunnskapen om tilførsel og omsetting av organisk karbon i og på sedimentene for å forstå karbonsyklus og lagring i våre farvann.

Blåskjellene vil i deres livshistorie også forbruke oksygen og danne CO_2 . Samtidig vil de skille ut næringsaltet ammonium (NH_4^+). Ammonium tas direkte opp av både makro og mikrolager. I løpet av vekstforløpet skissert ovenfor, med bruk av en enkel lineær modell og et datagrunnlag fra norske farvann (Strohmeier 2009) indiker dette et oksygenforbruk på 3.2 g og en kumulativ utskillelse av 4.4 g CO_2 . I løpet av samme periode frigir skjellet i størrelsesorden 0.15g NH_4^+ , som vil kunne inngå i primærproduksjon. Avhengig av hvilke typer av planteplankton som tar opp ammonium kan en estimere et opptak av karbon fra 0.8 til 2.3 g og en reduksjon av CO_2 i vannsøylen fra 2.9 til 8.4 g. Omsetningen av denne nye algebiomassen kan ta flere ulike veier og illustrerer kompleksiteten (se kap 2).

Ved dannelse av kalkskall (CaCO_3) vil to karbonatomer fra bikarbonat overføres til henholdsvis kalsiumkarbonat og CO_2 . Løst CO_2 i havet vil dermed øke og CO_2 vil før eller senere kunne avgis til atmosfæren. Noe CO_2 vil tilbakeføres til bikarbonat, avhengig av vannets bufferkapasitet. Under dagens forhold vil det produseres 0.6 g CO_2 /g kalsiumkarbonat som dannes. Et 2 år gammelt blåskjell (4800 mg skallvekt) fra naturlig fjordvann representer en potensiell frigivelse av 2.7 g CO_2 . Det forventes imidlertid at havets bufferkapasitet vil reduseres ved økt surhet. Basert på prediksjoner fra IPCC (2011) for 2050 vil forholdet produsert CO_2 ved kalsifisering da være 0.79, høyere enn nåværende 0.6. Under forutsetning av uforandret kalsifisering vil dette føre til økt produksjon av CO_2 og potensielt økt tilførsel til atmosfæren. Redusert kalsifisering som følge av økt forsuring vil redusere denne effekten. Det knyttes imidlertid stor usikkerhet til antagelser rundt kalsifisering og innvirkning fra miljøet (Smith 2013). Dette illustrerer kompleksiteten i forholdet mellom kjemiske og biologiske prosesser i havet.

Det er mulig å beregne mengden sedimentering i henhold til dyrkningsvolum av blåskjell. Løste næringsstoffer fra ekskresjon og nedbrytning av fekalier fra blåskjell vil gi grunnlag for produksjon av planteplankton, men dette kan ikke forstås som en lagring av CO_2 fordi det er flere ulike alternative omsetningsveier til algebiomassen. Når prosesser i økosystemet inkluderes i vurderinger av mulig CO_2 -fangst og -lagring blir sammenhengene fort komplekse, usikkerheten stor og dermed vanskeligere å kvantifisere. Også når det gjelder frigivelse av CO_2 ved dannelse av skall er det betydelig usikkerhet vedrørende betydningen for de kjemiske og biologiske prosessene som styrer CO_2 -dynamikken i det marine miljø (Smith 2013).

4.7 Oppstrømning av dypvann og CO₂-lagring i fjorder

Basert på undersøkelser i chilenske fjorder beregnet Andersen m fl (2012) at kontrollert oppstrømning 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 CO₂ /år. Utgangspunktet var avsetningshastighet i sedimentet for organisk karbon på 20 g C /m²/ år (data fra chilensk fjord) og dermed et potensial for karbonlagring i norske kyst- og fjordområder på 1.8 millioner tonn C. Det er i Del 1 beregnet en avsetningshastighet på 27 g C/m²/år bestående av organisk karbon av marint opphav. Dette er basert på data fra kjerneprøver i sedimentet i Lysefjorden og Høgsfjorden (Rogaland) utenfor, og sammenholdt med data fra flere norske fjorder. Det er videre estimert at 47 % av kyst- og fjordområder kan karakteriseres som sedimentasjonsområder. Dette gir en årlig akkumulering av organisk karbon i sedimentene til kyst og hav på 1 millioner tonn, 56 % av estimatet i Andersen m fl (2012). Det er antatt at estimatet i liten grad inkluderer organisk karbon fra terrestrisk kilder og detritus fra makroalger. Det lavere estimatet på 1 millioner tonn C /år skyldes hovedsakelig at det her er tatt hensyn til andelen av kyst- og fjordområder som reelt er sedimentasjonsområder.

Med et fjordareal på 4400 km² som er antatt egnet til oppstrømning, vil 2000 km² være areal justert til å være sedimentasjonsområder. Forutsetter man at økt ny produksjon vil øke lagring av organisk karbon i sedimentet (se kapittel 2), og benytter nytt estimat for avsetningshastighet i sedimentet vil sedimentasjonsområder i fjorder kartlagt med potensial for kontrollert oppstrømning kunne gi karbonlagring på 0.58 millioner tonn CO₂ /år.



Lysefjorden – foto: TS

4.8 Referanser

- 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.
- 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 Ecology Progress Series*, 387:39-49.
- 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 2011.
- Andersen S, Strand Ø, Strand HK. 2012. Marin karbonfangst og matproduksjon. Rapport fra Havforskningen Nr 25. 63 s.
- Andreassen L og Asvall RP (red). 1985. Vassdragsregulerings innvirkning på fjorder. Norsk Hydrologisk Komité. Rapport nr 19 - Oslo 1985.
- 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 Ecology Progress Series*, 352:39-52.
- Broch OJ, Ellingsen IH, Forbord S, Wang X, Volent Z, Alver MO, Handå A, Andresen K, Slagstad D, Reitan KI, Olsen Y, Skjermo J. 2013. Modelling the cultivation and bioremediation potential of the kelp *Saccharina latissima* in close proximity to an exposed salmon farm in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 4: 187–206.
- Carlsson MS, Glud RN, Petersen JK. 2010. Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 67:1376–1387
- Chopin T. 2013. Integrated Multi-Trophic Aquaculture – Ancient, adaptable concept focuses on ecological integration. *Global Aquaculture Advocate*, side 16-17, mars-april 2013.
- Cranford, P.J., S.M.C. Robinson and G. Reid. 2013. Open Water Integrated Multi-Trophic Aquaculture: Constraints on the Effectiveness of Mussels as an Organic Extractive Component. *Aquacul. Envir. Interact.* 4: 163-171.
- Duinker, A., Moen, A-G, Nortvedt, R. og Sveier, H. 2004. Utvidet kunnskap om blåskjell som fiskefôrressurs. Sluttrapport Norges forskningsråd prosjekt 150109. 10 s.
- Eikje EM. 2013 Benthic impacts of fish-farm waste on hard bottom habitats, the ecology of opportunistic epifauna polychaetes. Master thesis. University of Bergen. 61 s.
- Ellingsen, I.H., Slagstad, D., Tangen, K., Reitan, K.I. 2006. Modelling av neddykket utslipp på det lokale fysiske og biologiske miljø i Gaupnefjorden og Lustrafjorden. SINTEF rapport STF80 F062625. 21 s.
- 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.
- 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.
- Filgueira, R., Rosland, R., Grant, J., 2011. A comparison of scope for growth (SFG) and dynamic energy budget (DEB) models applied to the blue mussel (*Mytilus edulis*). *Journal of Sea Research* 66 (4), 403–410.
- Filgueira R, Grant J, Strand Ø. Under trykking. Implementation of marine spatial planning in shellfish aquaculture management: modelling studies in a Norwegian fjord. *Ecological Applications*
- Gullestad P, Bjørgo 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.

- Handå, A., Alver, M., Edvardsen, C.V., Halstensen, S., Olsen, A.J., Øie, G., Reitan, K.I., Olsen, Y. & Reinertsen, H. 2011. Growth of farmed blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Norwegian coastal area; comparison of food proxies by DEB modeling. *Journal of Sea Research* 66, 297-307.
- Handå A, Min HJE, Wang XX, 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* 356:328-341
- Handå, A., McClimans TA, Reitan, K.I., Knutsen, Ø, Tangen K, Olsen, Y. 2013a. Artificial upwelling to stimulate growth of non-toxic algae in a habitat for mussel farming. *Aquaculture Research*, 2013, 1–12, doi:10.1111/are.12127
- Handå A, Forbord S, Wang X, Broch OJ, Dahle SW, Størseth TR, Reitan KI, Olsen Y, Skjermo J. 2013b. Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture in Norway. *Aquaculture* 414–415 : 191–201
- Hovgaard, P, Mortensen, S. og Strand, Ø. 2001. Skjell – biologi og dyrking. Kystnæringen forlag. ISBN 82-7595-022-8. 255 s.
- Husa V, Steen H, Sjøtun K. 2013. Historical changes in macroalgal communities in Hardangerfjord (Norway). *Marine Biological Research*, 10:3, 226-240.
- Jansen HM, Strand Ø, Verdegem M, Smaal AC. 2012. Accumulation, release and turnover of nutrients (C-N-P-Si) by the blue mussel *Mytilus edulis* under oligotrophic conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 416-417: 185-195.
- Jansen H.M. 2012. Bivalve nutrient cycling - Translocation, transformation and regeneration of nutrients by suspended mussel communities in oligotrophic fjords. PhD thesis, Wageningen University, the Netherlands. ISBN:978-94-6173-243-9
- Jensen C, Brodtkorb E, Stokker R, Sørensen J, Gakkestad K. 2010. Konesjonshandsaming av vasskraftsaker - Rettleiar for utarbeiding av meldingar, konsekvensutgreiingar og søknader. Noregs vassdrags- og energidirektorat. 92 s.
- Jeong, YK, Lee HN, Park CI, Kim DS, Kim MC. 2013. Variation of phytoplankton and zooplankton communities in a sea area, with the building of an artificial upwelling structure. *Animal Cells and Systems*, 17: 63-72. doi: 10.1080/19768354.2012.754381
- Johnsen BO m fl 2011. Hydropower development – ecological effects. I: Øystein Aas, Anders Klemetsen, Sigurd Einum, Jostein Skurdal John Wiley & Sons, 8. nov. 2010 - 496 sider
- Kaartvedt S. 1984. Vassdragsregulerings virkning på fjorder. *Fisken og Havet* nr 3, 104 s.
- Kaartvedt S, Johnsen TM, Aksnes DL, Lie U, Svendsen H. 1991. Occurrence of the toxic phytoflagellate *Prymnesium-parvum* and associated fish mortality in a norwegian fjord system *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 2316-2323
- 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.
- Kaste Ø, Wright RF, Barkved LJ, Bjerkeng B, Engen-Skaugen T, Magnusson J, Sælthun NR. 2006. Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Science of the Total Environment* 365:200–222
- Kutti T, Ervik A, Hansen PK 2007a. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262:367-381
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P. 2007b. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262:355-366.
- 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.

- 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.
- Morikawa T (2001) Stock enhancement of marine living resources in Japan's coastal water. ASEAN-SEAFDEC Millenium Fisheries Exhibition, 11–24 Nov 2001
- Moy F, Bekkeby T, Cochrane S, Rinde E, Voegelé B. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. Fou-oppdrag tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport OR-4731.
- Myksvoll, M.S., Sundby, S., Ådlandsvik, B., Vikebø, F.B., 2011. Retention of coastal cod eggs in a fjord caused by interactions between egg buoyancy and circulation pattern. *Marine and Coastal Fisheries* 3, 279-294.
- Olafsen T, Winther U, Olsen Y, Skjermo J. 2012. Verdiskaping basert på produktive hav i 2050
Rapport fra en arbeidsgruppe oppnevnt av Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab (DKNVS) og Norges Tekniske Vitenskapsakademi (NTVA). 79 s.
- Olsen Y. 2011. Resources for fish feed in future mariculture. *Aquacult Environ Interact.* 1: 187–200. doi: 10.3354/aei00019
- Ouchi K. 2005 Three Years Operation of Ocean Nutrient Enhancer TAKUMI in Sagami Bay. ISOPE-2007-OMS-52, 6 sider
- Pearce C, Costa M, Chopin T. upubl. Proceedings from CIMTAN Workshop IMTA System Design, Hydrodynamics, and Extractive Organism Positioning. Bulletin of Aquaculture Association in Canada.
- 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.
- Rosland R, Alunno-Bruscia M, Strand O, Strohmeier T. 2013a. A DEB based analysis of growth and energy allocation in mussels (*Mytilus edulis*) in a fjord where seston is influenced by forced upwelling. DEB 2013 - third DEB symposium, 23-26 April 2013, Texel, Netherlands.
- Rosland R, Alunno-Bruscia M, Duinker A, Strand O, Strohmeier T. 2013b. A DEB based analysis of growth and toxin elimination processes in mussels (*Mytilus edulis*) exposed to Diarrhetic Shellfish Toxins (DST). DEB 2013 - third DEB symposium, 23-26 April 2013, Texel, Netherlands.
- Rosland R, Strand Ø, Strohmeier T, Troedsson C. 2013c. Modelling feeding and growth of bivalves; need for data to support and improve models. Havet og kysten forskningsseminar, 13-14 november. Trondheim.
- 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.
- Skogen, M., Søiland, H., 1998. A user's guide to NORWECOM v2.0. The NORwegian ECOlogical Model system. Tech. Rep. Fisker og Havet 18/98, Institute of Marine Research, Pb.1870, NO-5024 Bergen, 42 pp.
- 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.
- Smith, S.V. 2013. Parsing the oceanic calcium carbonate cycle: a net atmospheric carbon dioxide source, or a sink? L&O e-Books. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO) Waco, TX. 10.4319/svsmith.2013.978-0-9845591-2-1
- Solbakken, R. 2012. Innsamling og sammenstilling av relevant kunnskap om Sognefjorden SINTEF rapport A20471. 121 s.
- Strand Ø. 2013. Growth performance and detoxification of mussels cultured in a fjord enhanced by forced upwelling of nutrient rich deeper water. Sluttrapport til Norges forskningsråd, Prosjektnr. 196560.
- Strohmeier T. 2009. Feeding behavior and bioenergetic balance of the great scallop (*Pecten maximus*) and the blue mussel (*Mytilus edulis*) in a low seston environment and relevance to suspended shellfish aquaculture. PhD thesis, University of Bergen. ISBN:978-82-308-0919-8

- Strohmeier T, Strand Ø, Alunno-Bruscia M, Duinker A, Rosland R, Aure J, Erga SR, Naustvoll LJ, Jansen HM and Cranford PJ. Innsendt. Growth and physiology of *Mytilus edulis* in an oligotrophic fjord enhanced by forced upwelling of nutrient-rich deep water. Aquaculture.
- Svendsen, H., Thompson, R.O.R.Y., 1978. Wind-driven circulation in a fjord. Journal of Physical Oceanography 8: 703-712.
- Taranger GL, Svåsand T, Kvamme BO, Kristiansen T og Boxaspen KK. 2013. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013 Fisken og havet, særnummer 2-2014
- Yanagi T og Nakajima M. 1991. Change of oceanic condition by the man-made structure for upwelling. Mar Pollut Bull, 23: 131-135.
- Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm. Environ Pollut 170: 15-25