

Nedbeiting av tareskog i Norge

**Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av
Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet**



**Rapport til Fiskeridepartementet
2002**

INNHold

Forord	1
Sammendrag og konklusjoner	3
1 Innledning	6
1.1 Forekomst og utbredelse av nedbeitede områder	6
1.2 Økologiske konsekvenser av nedbeiting av stortareskog i Norge	8
1.3 Økonomiske konsekvenser av nedbeiting av stortareskog i Norge	10
2 Mulige årsakssammenhenger	13
2.1 Predatorkontroll av kråkebollebestander	13
2.1.1 Kråkebollebestander kontrolleres av en nøkkelpredator	13
2.1.2 Kråkebollebestander kontrolleres av flere predatorer	14
2.2 Rekrutteringskontroll av kråkebollebestander	15
2.3 Andre faktorer som kan føre til variasjoner i kråkebolle-bestander og nedbeiting	17
3 Relevante problemstillinger for videre forskning	22
3.1 Frittlevende stadier til kråkeboller (egg og larver)	22
3.1.1 Bakgrunn	22
3.1.2 Problemstillinger	23
3.2 Bunnlevende stadier til kråkeboller	24
3.2.1 Bakgrunn	24
3.2.2 Problemstillinger	25
3.3 Interaksjoner mellom kråkeboller og tare	27
3.3.1 Bakgrunn	27
3.3.2 Problemstillinger	28
3.4 Systemøkologisk bentosforskning i Norge	30
4 Relevante problemstillinger for tiltaksorientert forskning	34
4.1 Bakgrunn	34
4.2 Problemstillinger	35
5 Forslag til konkrete tiltak	38
5.1 Fangst av kråkeboller	38

Appendiks 1: Oppsummering av biologi og økologi til *Laminaria hyperborea*

Appendiks 2: Oppsummering av biologi og økologi til *Strongylocentrotus droebachiensis*

FORORD

Tareskog er høyproduktive områder som spiller viktige økologiske roller, blant annet som oppvekstområder for ungfisk. I tillegg utnyttes tareressursene av alginat-industrien, i dag langs kysten fra Rogaland til Sør-Trøndelag. I følge Stortingsmelding nr. 12 (15. mars 2002) ønsker Regjeringen "å etablere en helhetlig og langsiktig plan for bærekraftig forvaltning av tare-ressursene og iverksette nødvendig forskning og mulige tiltak for gjenoppretting av tareskogen".

Kråkeboller begynte en massiv nedbeiting av tareskog langs kysten fra Trøndelag og nordover til Vest-Finnmark for mer enn 25 år siden, og lokale fiskemuligheter er blitt redusert. I samme periode har nedbeiting av tareskog også blitt rapportert fra Nordvest-Atlanteren og Det nordlige stillehav. På 1990-tallet ble det observert gjenvekst av tareskog over store deler av de nedbeitede områdene på Trøndelagskysten, men ikke lenger nord.

Forskning over flere år har tatt for seg problemet med massiv nedbeiting av tareskog både i Norge - spesielt i forskningsprogrammet Mare Nor - og internasjonalt, men kunnskapen om hvorfor nedbeitingen har skjedd er fortsatt liten. Ulike årsaker er blitt foreslått for forskjellige geografiske områder, og det finnes ingen global hypotese. På grunn av dette nedsatte derfor Fiskeridepartementet i samarbeid med Miljøvern-departementet den 4. februar 2002 en arbeidsgruppe som skulle kartlegge problemstillingene og komme med forslag til ytterligere forskning på årsaker til nedbeiting og foreslå mulige tiltak for gjenoppretting av tareskogen i nedbeitede områder.

Arbeidsgruppens sammensetning har vært:

Professor Egil Sakshaug, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, Trondheim
(leder)

Forsker Hartvig Christie, NINA-NIKU (Oslo)

Forsker Trine Dale, Fiskeriforskning (Tromsø)

Seniorforsker Jan Helge Fosså, Havforskningsinstituttet (Bergen)

Førsteamanuensis Stein Fredriksen, Universitetet i Oslo

Rådgiver Nina Hedlund, Norges forskningsråd (Oslo)

Førsteamanuensis Knut Sivertsen, Høgskolen i Finnmark (Alta)

Observatør: Einar Moen, ordfører i Vega kommune

Sekretariat: Havforskningsinstituttet v/forsker Kjersti Sjøtun

Arbeidsgruppens mandat har vært å

- identifisere problemstillinger som basis for eventuelle undersøkelser
- identifisere forskning som kan belyse eventuelt avkreftede eller verifiserte årsaksforklaringene
- foreslå forskningsprosjekter og mulige tiltak for gjenoppretting av tareskogen.

Det ble presisert av Fiskeridepartementet at arbeidsgruppen ikke skulle sette i gang undersøkelser, men lage en status for situasjonen, med forslag til oppfølging. Rapporten skulle ferdigstilles i løpet av rundt 4 måneder. Komiteen har i følge mandatet sett på kråkeboller og høsting av dem utelukkende i et tareskogsperspektiv og har ikke drøftet

fiske av kråkeboller inngående som næringsvei eller sammenlignet slik aktivitet med oppdrett. Det er imidlertid åpenbart at det finnes en kobling mellom økologi og næring i dette tilfellet og at fremtidig forskning lar seg koble med anvendt forskning.

Arbeidsgruppen har hatt fire møter, den 25. februar, 11.-12. mars, 19. april og 24. mai. På møtet den 11.-12. mars deltok også

Marinbiolog Berit Weiby Gregersen
Marinbiolog Jussi Evertsen, Biologisk Stasjon, NTNU
Seniorforsker Svein Sundby, Havforskningsinstituttet

Trondheim/Bergen, 19. juni 2002


Egil Sakshaug


Kjersti Sjøtun

TIDLIGERE UTREDNINGER OM FORSKNING OG FORVALTNING AV TARESKOG I NORGE

I 1987 ble det utarbeidet en rapport av en ekspertgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet om desimeringen av tareskogen i Norge. Rapporten ga en oppsummering av kunnskapen om tareskogsøkologi i Norge, og pekte på behov for videre forskning. Et større nasjonalt forskningsprogram (Mare Nor) ble startet opp i 1990, der forskning på tareskogsøkologi utgjorde en avgrenset del av programmet.

Forsknings- og kunnskapsbehov om tareskogsøkologi har blitt utredet både av Direktoratet for naturforvaltning og Havforskningsinstituttet. I rapporten fra Direktoratet for naturforvaltning (1994) ble det gitt en oversikt over tareskogens tilstand. Rapporten fra Havforskningsinstituttet (1995) ga en gjennomgang av kunnskapsstatus angående stortarens biologi og tareskogens økologi, og av prioriterte forskningsoppgaver i forbindelse med tarehøsting og forvaltning av tareskog.

Referanser:

Anon. (1987). Desimering av tareskogen. Omfang, årsaksforhold og virkninger. Tilrådning om forskning. Rapport om desimering av tareskogen fra ekspertgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet. 34 s.

Anon. (1994). Status for stortareskog og forvaltning av tare i Norge. DN-rapport 1994 – 1. 29 s

Fosså, J.H (1995). Forvaltning av stortare. Prioriterte forskningsoppgaver. Havforskningsinstituttet. 102 s.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Denne rapporten er utarbeidet av en arbeidsgruppe som ble oppnevnt av Fiskeridepartementet i samarbeid med Miljøverndepartementet 4. februar 2002. Kunnskapsstatus vedrørende nedbeiting av tareskog forårsaket av kråkeboller langs kysten nord for Stadt i de siste 25 år er gjennomgått, og på dette grunnlaget har arbeidsgruppen i følge sitt mandat:

- identifisert problemstillinger som basis for eventuelle undersøkelser
- identifisert forskning som kan belyse eventuelt avkrefte eller verifisere årsaksforklaringene
- foreslått forskningsprosjekter og mulige tiltak for gjenopprettelse av tareskogen

Kunnskapsstatus, hypoteser

Nedbeiting av tareskog langs kysten av Midt-Norge og Nord-Norge begynte på 1970-tallet og dekker et område på rundt 2000 km² og er forårsaket av drøbakkråkeboller. Dette har medført nedsatt primærproduksjon av tare.

Når nedbeitingen av tareskogen er et faktum, kan det gi økologiske konsekvenser opp gjennom økosystemet. En av konsekvensene er sterkt nedsatt biodiversitet lokalt. Det er også mulig at denne massive ødeleggelsen av et miljø kan ha redusert bestandene av visse kystfisk på noen lokaliteter. Også dette er svært vanskelig å dokumentere. Imidlertid finnes det indirekte antydninger: "Heimefisket" på grunt vann rundt Vega (Nordland) ble sterkt redusert på midten av 1970-tallet etter at nedbeitingen av tareskogen i følge rapporter var et faktum.

Nedbeiting av tarevegetasjon er ikke et særnorsk fenomen, men har blitt observert både både langs kysten av Barentshavet, Nordvest-Atlanteren (Newfoundland, Nova Scotia og Maine), Det nordlige stillehav, det sørøstlige Australia, og New Zealand. I Norge har nedbeitingen vært sterkest i beskyttede områder og har begynt først der. Nedbeitingen har vært minst i eksponerte områder mot åpent hav. Noen steder langs kysten av Nova Scotia har nedbeitingen vært midlertidig, og langs kysten av Nord-Møre og Trøndelag har tareskogen vokst opp igjen i løpet av 1990-tallet.

Nedbeiting av tare og fremveksten av kråkeboller er forsøkt forklart på ulike måter i ulike deler av verden, så det finnes ikke noen helhetlig global hypotese. Til tross for undersøkelser over lang tid av kråkeboller, taresamfunn og nedbeiting er det store hull i kunnskapen, spesielt om hvilke mekanismer som forårsaker variasjon i kråkebollebestandene. For norskekystens vedkommende er det satt fram flere hypoteser.

Høy predasjon på ulike stadier av bunnslette kråkeboller under normale forhold har blitt satt fram som forklaring på at kråkebollebestandene var små før nedbeitingen av tareskogen begynte i Norge. En redusert predasjon på kråkeboller kan være en mulig årsak til framveksten av store kråkebollepopulasjoner, men det er lite sannsynlig at de store bestandene av kråkeboller som nå finnes i nedbeitede områder skal kunne desimeres av predatorer. Derfor har kystfisk neppe hatt særlig betydning for predasjon

på kråkeboller i allerede nedbeitet tareskog og kan følgelig heller ikke ha vært av betydning for gjenveksten av tareskog.

En ofte fremsatt påstand er at en redusert bestand av steinbit kan ha resultert i en redusert predasjonen på store kråkeboller, og at en redusert bestand av steinbit skyldes en økning i selbestanden. Imidlertid er det gjort få funn av steinbit i selmager.

En annen hypotese går ut på at et lavere predasjonstrykk på yngel av kråkeboller kan ha forårsaket fremveksten av kråkeboller med påfølgende nedbeiting av tareskogen. Dette er ikke dokumentert, men det kan ikke utelukkes at predasjon på små kråkeboller er en like viktig kontrollerende faktor som predasjon på store kråkeboller.

De få planktonprøvene som er undersøkt med hensyn på kråkebollenes larvestadier tyder på at variasjon i rekrutteringen av kråkeboller kan være en vel så viktig populasjonsregulerende faktor som predasjon på store kråkeboller. For eksempel kan kråkebollene ha gjennomgått en periode med spesielt vellykket rekruttering forut for nedbeitingen av tareskogen, fordi miljøforholdene var spesielt gunstige for god overlevelse av egg og larver.

Sjøtemperatur kan ha spilt en direkte eller indirekte rolle for rekrutteringen av kråkeboller. Dette, og at nedbeitingen av tareskog langs norskekysten grovt sett falt sammen i tid med nedbeitingen langs kysten av Nordvest-Atlanteren, gjør det sannsynlig at svingninger i havklima (for eksempel gjennom Den nordatlantiske oscillasjon, NAO) på en eller annen måte kan ha spilt en rolle.

Det er lite kjent hvilke faktorer som bidrar til stor produksjon av kråkebolle-egg og hvor effektivt larvene kan transporteres med strøm til egnede områder for bunnslåing. Det er for eksempel mulig at larver som har gitt opphav til store bestander i Nord-Norge har vært gytt andre steder. Det er heller ikke kjent i hvilken grad strømforholdene i noen perioder kan bringe kråkebolle-larvene til havs og en sikker død, mens de i andre perioder blir transportert til områder som er velegnet for bunnslåing. Larvenes vertikalfordeling er ikke kjent, og heller ikke graden av predasjon på larver.

I de nedbeitede områdene er det observert tettheter av drøbakkråkeboller i størrelsesorden 30 – 120 individ pr. m². Erfaringsmessig kan tareskogen vokse igjen når det er under 5-10 kråkeboller pr. m². Terskelverdien som tettheten av kråkeboller må reduseres til for å få gjenvekst, er imidlertid variabel og avhengig av den lokale produksjonen av fastsittende alger. En høyere veksthastighet hos tare og andre fastsittende alger vil gi en høyere terskelverdi. Veksthastigheten vil variere både fra et område til et annet og med dypet. Hvordan vekstforholdene for fastsittende alger påvirker terskelverdien for nedbeiting av tareskog, er ikke undersøkt i Norge.

Kråkebollenes adferd og mat-tilbud kan være viktige faktorer for hvor fort nedbeitingen går.

Parasittangrep har spilt en rolle for nedgangen av noen lokale nord-norske bestander av kråkeboller, men ser ikke ut til å forklare gjenvekst av tareskog generelt.

Forskning

Det foreslås et forskningsprogram som må baseres på hypoteser som er testbare. Forskningen må være fokusert på dynamikk og interaksjoner mellom kråkeboller, tare, og de andre elementene som utgjør tareskogs-økosystemet. I tillegg må programmet inkludere studier av larvenes suksess og skjebne, blant annet hvor effektivt og langt de kan bli spredt til egnede områder for bunnslåing. Studiene må ha som bakenforliggende ramme variasjonene i marint klima i norske farvann.

Det er viktig å inkludere forskning som kan belyse i hvilken grad bunndyr og kystfisk som steinbit og torsk kommer tilbake under gjenvekst av tareskog og eventuelt om utsetting av kystfisk kan bidra til at tareskogen forblir intakt etter gjenvekst.

Forskningsprogrammet kan ses i sammenheng med eventuell næringsrettet forskning på kråkeboller, noe som kan gi synergieffekter. Det er viktig at programmet bidrar til en faglig og metodisk fornyelse av system-økologisk bentosforskning i norske farvann.

Tiltak

I følge småskala-eksperimenter i Norge er det kjent at fangst av kråkeboller bidrar til økt sjanse for gjenvekst av tareskog. Derfor kan regulert fangst etter kråkeboller foreslås som et øyeblikkelig tiltak. Tiltaket vil neppe gjøre noen skade i den eksisterende situasjonen men kan bli et eksempel på sunn økologisk forvaltning kombinert med en inntektsbringende næringsvei.

1 Innledning

1.1 Forekomst og utbredelse av nedbeitede områder

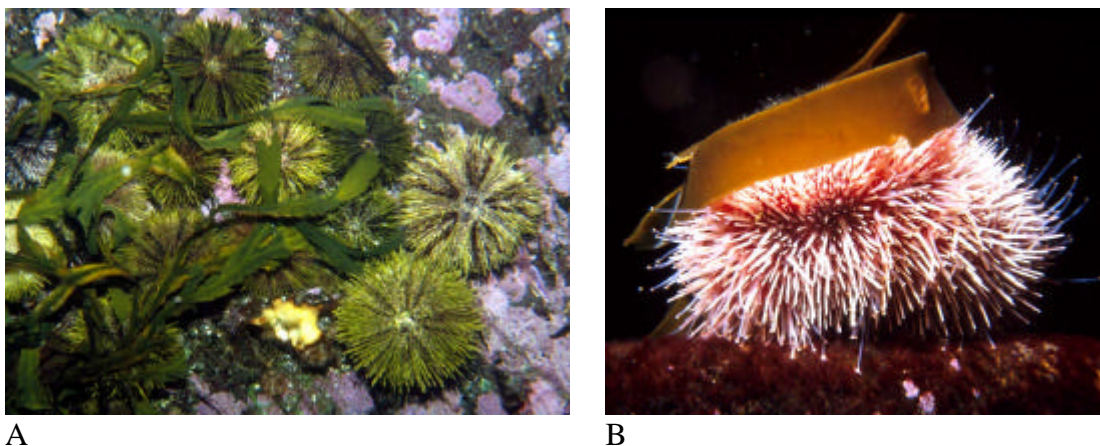
Nedbeiting av tareskog i Midt-Norge og Nord-Norge har pågått i 25-30 år. Nedbeitede områder ble først dokumentert fra Vega (Nordland) av Sivertsen og Bjørge (publisert i 1980) og fra Vestfjorden av Hagen (publisert i 1983). Beretninger fra fiskere kan imidlertid tyde på at nedbeitingen startet omtrent samtidig langs kysten fra Trøndelag til Troms allerede på begynnelsen av 1970-tallet. Disse opplysningene er kommet fram blant annet gjennom intervjuer med fiskere fra Hitra, Vikna, Vega, Bodø og Tromsø i 1981 og 1982. Nedbeitede områder ble først observert på beskyttede lokaliteter. Fra 1981 av ble omfanget av nedbeitingen kartlagt fra Nord-Møre til Troms, og i 1997 publiserte Sivertsen en sammenfatning av resultatene. En kartlegging av nedbeitede områder langs strekningen Frøya - Harstad ble gjennomført i 1992 og rapportert i 1995 av Skadsheim m.fl.

I Norge er det observert nedbeitede tareskogsområder fra Nordmøre til grensa mot Russland. Nedbeitingen har vært mest utbredt i midtre og indre kyststrøk hvor bølge-eksponeringen ikke er for sterk. Undersøkelser fra kysten av Troms har vist at ca. halvparten av tareskogen var nedbeitet i dette området. Dette er sannsynligvis representativt for resten av de berørte delene av Midt-Norge og Nord-Norge. Det finnes ikke målinger av hvor stort areal dette utgjør totalt, men et grovt overslag er på rundt 2000 km², som omtrent tilsvarer arealet til Vestfold fylke.

Nedbeitingen av tare i Norge skyldes drøbakkråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*; Figur 1). Før nedbeitingen startet var forekomsten av drøbakkråkebolle i tareskogen sannsynligvis sparsom, men det er få historiske opplysninger om dette. Fra Tromsø-området rapporterte Döderlein i 1900 om "tykke masser av drøbakkråkeboller", og Dons refererte i 1935 til drøbakkråkeboller som forekommende "overalt langs hele kysten", spesielt "på sterkt eksponerte kyster som for eksempel Værøy og Honningsvåg". Han oppgir imidlertid ingen data for hvor tette bestandene var på disse lokalitetene.

Etter at nedbeitingen startet i begynnelsen på 1970-tallet er det blitt registrert svært høye tettheter av drøbakkråkeboller. I nedbeitede områder har den gjennomsnittlige tettheten vært i størrelsesorden 30 - 120 individer pr. m². I tillegg er det også funnet relativt høye tettheter av rød kråkebolle (*Echinus esculentus*; Figur 1) enkelte steder i de områdene som er berørt av nedbeiting. Det er imidlertid ikke observert at rød kråkebolle alene kan forårsake fullstendig nedbeiting av tare, og den befinner seg oftest i overgangssonen mellom tareskog og bar bunn.

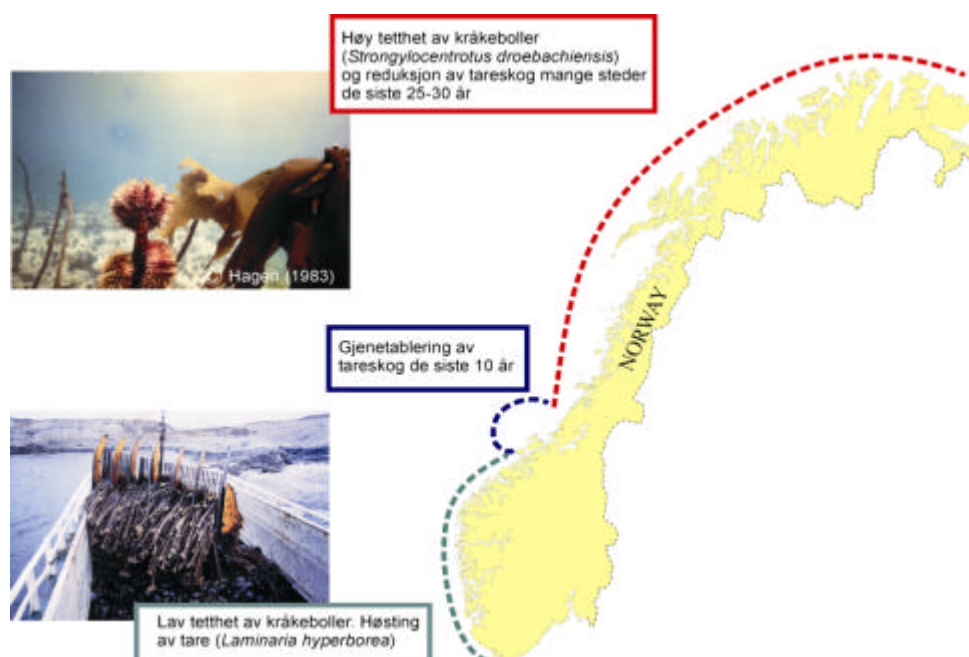
Bortsett fra en rapport som ble presentert av von Dûben på de skandinaviske naturforskeres møte i 1847, der det ble referert til at store forekomster av drøbakkråkeboller på en lokalitet i nærheten av Stavanger kunne spise opp tare, er det ikke kjent at nedbeiting av tare har forekommet i stor skala i Norge i eldre tid. Det har imidlertid lenge vært vel kjent at det finnes store forekomster både av drøbakkråkeboller og andre arter av kråkeboller i mange norske fjorder, blant annet i Oslofjorden, Ryfylkefjordene og i fjordsystemet omkring Osterøy i Hordaland. Fra Hardangerfjorden rapporterte Jorde og Klavestad i 1963 at det var høy tetthet av kråkeboller og lite algevegetasjon. Dette tyder på at algevegetasjonen i sjøsonen var beitet ned.



Figur 1. Drøbakkråkebolle (A) og rød kråkebolle (B). Foto: Stein Fredriksen

I løpet av 1990-årene har tettheten av drøbakkråkebolle minket i de sørligste delene av de nedbeitede områdene. Undersøkelser foretatt av NINA og Havforskningsinstituttet viser at forekomsten av drøbakkråkebolle er gått sterkt tilbake langs kysten av Nord-Møre og Sør-Trøndelag og at de igjenværende bestandene er begrenset til enkelte beskyttede områder. I de tidligere nedbeitede områdene er stortareskogen restituert (Figur 2). Derimot er det ikke noe som tyder på at bestanden av drøbakkråkeboller er i tilbakegang langs kysten av Nordland, Troms og Finnmark, selv om det i Nordland er registrert episoder med midlertidig færre kråkeboller parallelt med gjenvekst av tare.

Selv om tettheten av drøbakkråkebolle har minket langs kysten av Nord-Møre og Sør-Trøndelag, er det fortsatt relativt store forekomster av rød kråkebolle enkelte steder. Denne arten kan forårsake redusert tetthet av små tarer og redusert eller ingen gjenvekst av tare etter at tare har blitt høstet.



Figur 2. Utbredelsesområdet for nedbeitede områder og for høsting av stortare i Norge. Øverste foto er reproduisert fra Hagen (1983), med tillatelse fra Taylor og Francis AS (www.tandf.no/sarsia).

NEDBEITING AV TAREVEGETASJON ER ET GLOBALT FENOMEN

Storskala nedbeiting av tare er på ingen måte et særnorsk fenomen. Nedbeiting av tare på grunn av drøbakkråkeboller er rapportert fra Barentshavet og kysten av Nordvest-atlanteren (Newfoundland, Nova Scotia, Maine). I Det nordlige stillehav er nedbeiting av tareskog kjent fra Japan, fra Kamchatka-halvøya, Aleutene, områder langs fastlands-Alaska og Canada. Nedbeiting av kjempetare (*Macrocystis pyrifera*) er blitt rapportert fra California. Langs kysten av Sør-Amerika er nedbeiting av tarevegetasjon kjent fra de sørlige delene av Chile og Argentina. Dessuten er nedbeiting av algevegetasjon kjent fra Australia (New South Wales) og New Zealand. Globale og detaljerte oversikter over områder hvor arter av kråkebolle har forårsaket nedbeiting er publisert av Lawrence i 1975 og Harrold & Pearse i 1987.

Enkelte steder, som f.eks. i Newfoundland, er det observert at tareskog kan forbli nedbeitet i svært lang tid for ikke å si permanent. Andre steder er det observert at nedbeitingen er episodisk og veksler med gjenvekst av tareskog. I Nova Scotia er det observert to perioder med nedbeiting hvorav den første startet på slutten av 1960-tallet og den andre rundt 1990. Simenstad m. fl. rapporterte i 1978 at arkeologiske utgravninger av boplasser på noen av de aleutiske øyene har avdekket lagvise og store forekomster av kråkebolleskall på avfallsplasser. Det er sannsynlig at perioder med store bestander av kråkeboller og nedbeiting av tareskog her kan ha opptrådt i mer enn 2000 år. I California ble høy forekomst av kråkeboller og nedbeiting av tareskog rapportert for første gang i 1964.

1.2 Økologiske konsekvenser av nedbeiting av stortareskog i Norge

I en offentlig utredning fra 1976 (NOU nr. 7) er det beregnet at rundt 8000 km² av norskekysten er bevoskt med tang og tare. Det er ikke gjort en nøyaktig oppmåling av det totale arealet med stortareskog, men Sivertsen m. fl. anslo det i 1990 til å være rundt 5000 km².

Det foreligger heller ikke målinger av hvor stor primærproduksjonen av tare er langs norskekysten, men den er målt flere andre steder i verden. I en oversiktsartikkel fra 1985 viser Dayton at de fleste anslag for produksjon i taresamfunn ligger i området 600-1300 g karbon pr. m² pr. år, eller 3-6 ganger mer enn det som er typisk for planktonalger i de frie vannmassene i norske fjorder og i kystvannet utenfor. Daytons tall tilsvarer 2-4 kg tørrvekt biomasse pr. m² pr. år, antatt en omregningsfaktor på 0,3 fra tørrvekt til karbon (Gunnarsson 1991).

Sjøtun m.fl. beregnet i 1995 biomasseproduksjonen i den grunne delen av stortareskogen langs norskekysten og fant at den utgjorde minst 1-2 kg tørrvekt biomasse pr. m² pr. år. Ut fra dette kan det totalt for det anslåtte arealet bevoskt med tareskog i Norge beregnes en produksjon på 5-10 millioner tonn tørrvekt biomasse pr. år. I tillegg kommer mengden utskilt løst organisk karbon fra tare, som kan utgjøre ca. en tredel av den totale primærproduksjonen. Følgelig kan den totale primærproduksjonen av tare langs norskekysten beregnes til mellom 7,5 og 15 millioner tonn tørrvekt pr. år.

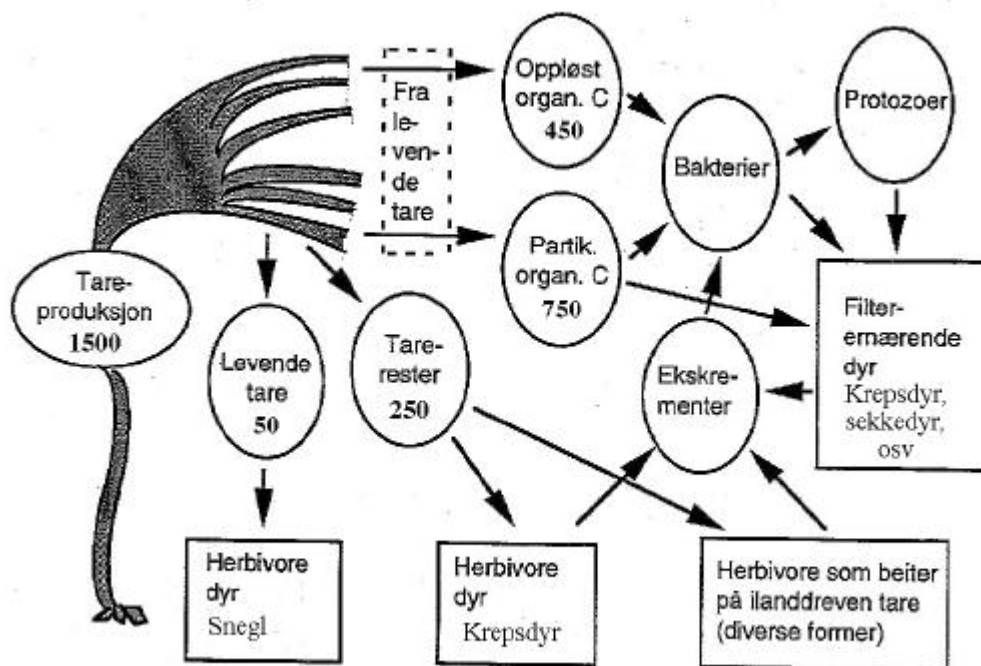
På nedbeitede steder er primærproduksjonen bare rundt 1 % av den normale primærproduksjonen i tareskog. Ut fra et estimat som er basert på beregnet areal

nedbeitet tareskog og primærproduksjonen i tareskog, skulle tapet av primærproduksjon langs norskekysten på grunn av kråkebollebeiting utgjøre 3-6 millioner tonn tørrvekt pr. år.

Under normale forhold blir bare en liten del av primærproduksjonen omsatt gjennom direkte beiting på tareplanter (Figur 3). Mer enn 95 % av årsproduksjonen blir i stedet omsatt gjennom at dyr spiser løsevne og døende tarerester, gjennom at filtrerende dyr spiser små tarepartikler, og bakteriell aktivitet. Produksjonen av tare utgjør grunnlaget for en stor sekundærproduksjon i våre kystområder, og produksjonen blir omsatt via spesialiserte næringskjeder.

Skoger av stortare er i tillegg til å være høyproduktive også særlig artsrike. De kan gi ly for flere hundre arter av ulike alger og dyr. Mellom 33 og 64 epifytiske arter av bentosalger er funnet på stortare, der det høyeste tallet er fra Hordaland og det laveste fra Finnmark. Det høyeste antallet arter av dyr som er funnet på eller assosiert med tareplanter er 304 i Hordaland og 135 i Finnmark.

Etter at kråkeboller har beitet ned tareskogen, er all tare og annen vegetasjon av bentosalger borte, bortsett fra kalkrødalger (rugl), som er bunndekkende alger. Bortsett fra kråkebollene er det svært få dyr i slike barbunnsområder sammenlignet med tareskog. En reduksjon av stortareskogen som følge av beiting leder derfor til sterk lokal reduksjon av biodiversitet og sekundærproduksjon.



Figur 3. De forskjellige næringskjedene produksjonen hos tareskog kan ta. En stor del blir omsatt som organiske partikler og løst organisk karbon av en rekke ulike dyr og mikro-organismer, inkludert bakterier. Disse beites av krepsdyr og snegl, som i sin tur er viktig næring for fisk i tareskogen. Tallene er gitt som årsproduksjon, g karbon pr. m² pr. år. Etter nedbeiting faller grunnlaget for næringskjedene praktisk talt helt bort. For en omtrentlig omregning til tørrvekt kan verdiene for karbon divideres på 0,3 (Gunnarsson 1991)

1.3 Økonomiske konsekvenser av nedbeiting av stortareskog i Norge

Tareskog har foruten taren selv krabbe og fisk som viktigste økonomisk utnyttbare ressurser. I nedbeitede eller delvis nedbeitede tareskogsområder utgjør kråkebollene selv en høstbar ressurs. Ulike sekundærprodusenter, som snegl og krepsdyr, inngår i næringskjeder som leder til krabbe og fisk. I tillegg ender noe av primærproduksjonen i de frie vannmassene som løst organisk karbon og/eller havner på dypere vann i kystnære dyprenner som basis i næringskjeder som leder til dypvannsreke og fisk.

Det finnes ikke kvantifiserbare data for tareskogens indirekte økonomiske betydning som habitat for utnyttbar fisk, eller for tarens betydning som primærprodusent i næringsnettet som leder til utnyttbar fisk. I tillegg er prognoser for verdien av kråkebollene på nedbeitet bunn usikre. Det er derfor ikke mulig å redegjøre for positive eller negative økonomiske følger av nedbeiting av tareskog. Et eksempel fra Vega kommune er det nærmeste man kommer når det gjelder beskrivelse av konkrete økonomiske følger. Fra Troms og Finnmark er det ikke tilstrekkelig med tilgjengelig relevant fiskeristatistikk.

På de grunne områdene i Vega kommune (Nordland) har det pågått et såkalt "heimefiske" i mange år. Det sysselsatte tidligere rundt 100 fiskere og hadde årlige registrerte fangster på 300-500 tonn. Den viktigste aktiviteten var rusefangst av torsk i tareskogen, men også garn, line og jukse var vanlig brukt. Det er også rapportert om fangster av andre torskefisk, steinbit, kveite, rødspette og andre flyndrer rundt Vega. Dette heimefisket er blitt sterkt redusert fra midten av 1970-tallet av, og en av hovedårsakene sies å være at tareskogen forsvant. Nå er det registrert 36 aktive fiskere i Vega kommune. Som før er de sjarkfiskere, men de fisker lenger ut i havet eller utenfor Vega kommune. Også rekefisket i dyprennene rundt Vega er gått tilbake i samme periode, men for dette fisket foreligger ingen sikker statistikk.

Det fisket som ser ut til å ha lidd mest som følge av forandringen i kystområdene rundt Vega-øyene er rusefangsten av torsk. Det kommer fram av fiskeristatistikken innenfor Råfisklagets område som torsk under rubrikken "levendefisk-omsetning". Dette fisket ga fangster på 200-300 tonn torsk årlig i Vega kommune men tok helt slutt i 1972, da det ble slutt på mottaket av denne fisken. Etter dagens priser er det økonomiske tapet for Vega-samfunnet beregnet til rundt 15 millioner kr årlig.

I tillegg til å være en viktig primærprodusent som danner grunnlaget for et viktig habitat i kystsonen, er stortaren i seg selv en høstbar ressurs. Hvert år blir ca 160-170 tusen tonn høstet langs strekningen Rogaland - Sør-Trøndelag for produksjon av alginat. Deler av Sør-Trøndelag er imidlertid stengt for tarehøsting, og høsting er ikke tillatt lengre nord blant annet på grunn av de store områdene med nedbeitet tareskog. Dette har redusert det totale ressursgrunnlaget for høsting av stortare i Norge betydelig. De viktigste høstingsområdene for stortare ligger i dag i Møre og Romsdal, der det er store områder med mye tare på felt som er enkle å høste. Dersom nedbeitingen skulle ekspandere på nytt i Sør-Trøndelag og i tillegg bre seg til de største høstbare feltene i Møre og Romsdal, vil det ikke være tilstrekkelig ressursgrunnlag for tarehøstingen i Norge.

Den store økningen i bestanden av drøbakkråkeboller har resultert i en total bestand på rundt 50 tusen tonn. Imidlertid er markedsverdien av drøbakkråkeboller sterkt avhengig av kvaliteten. På nedbeitede områder er gonadeveksten til kråkeboller liten, og en del av kråkebolle-bestanden er infisert av en parasitt (nematoden *Echinermella matsi*). Derfor er bare en del av den totale bestanden av drøbakkråkeboller i norske farvann av tilstrekkelig kvalitet til å være økonomisk interessant.

OPPSUMMERING

Nedbeiting av tareskogen i Midt-Norge og Nord-Norge har pågått i 25-30 år, og rundt 2000 km² tareskog er nedbeitet. I løpet av 1990-tallet ble kråkebollepopulasjonene redusert langs kysten av Nord-Møre og Trøndelag, men ikke lenger nord. Nedbeiting av tare er kjent fra mange steder i verden. Stortare danner i Norge et produktivt og artsrikt økosystem, og nedbeitingen av stortareskog har forårsaket nedsatt primærproduksjon og redusert biodiversitet lokalt i kystsonen. Fordi stortareskogen er et viktig habitat for kystnær fisk, kan nedbeitingen ha store konsekvenser for forekomsten av kystnære fiskebestander. Rundt Vega i Nordland falt en sterk reduksjon i kystfisket fra midten på 1970-tallet av sammen i tid med nedbeitingen av tareskog langs kysten av Trøndelag og Helgeland.

Bakgrunns litteratur til kapittel 1

- Anon. (1976). Andre undersjøiske forekomster enn petroleum. Norsk offentlig utredning. Universitetsforlaget, Oslo, 7. 51 s.
- Andrew, N.L. & A.J. Underwood (1989). Patterns of abundance of the sea urchin *Centrostephanus rodgersii* (Agassiz) on the central coast of New South Wales, Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 131: 61-80
- Chapman, A.R.O. (1981). Stability of sea urchin-dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. *Mar. Biol.* 62: 307-311
- Choat, J.H. & D.R. Schiel (1982). Patterns of distribution and abundance of large brown algae and invertebrate herbivores in subtidal regions of northern New Zealand. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 60: 129-162
- Christie H., Leinaas, H.P. & A. Skadsheim (1995). Local pattern in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. Pp 525-536 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.
- Christie, H. & J. Rueness (1998). Tareskog. S. 165-189 i *Kystøkologi* (red. Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. & G. Tufteland). Universitetsforlaget.
- Dayton, P.K. (1985). The structure and regulation of some South American kelp communities. *Ecol. Monogr* 55: 447-468
- Dayton, P.K. (1985). Ecology of kelp communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 16: 215-245
- Dons, C. (1935). Norges strandfauna X. Echinider. Det Kongelige Norske Videnskabers Selskap Forhandlinger Bd. VIII, Nr. 20: 65-67.
- Düben, von, (1847). S. 250-255 i: Forhandlinger ved de skandinaviske naturforskeres fjerde møte i Christiania den 11-18 juli 1844. Christiania.
- Döderlein, L. von (1900). Die Echinodermen. S. 195-249 i: Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen. Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutsche Meere in Kiel und der Biologische Anstalt auf Helgoland. Neue Folge. Vierte band. Abteilung Helgoland.
- Estes, J.A. & D.O. Duggins (1995). Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecology paradigm. *Ecol. Monogr.* 65:75-100
- Estes, J.A. & J.F. Palmisano (1974). Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185:1058-1060
- Gunnarsson, K. (1991). Populations de *Laminaria hyperborea* et *Laminaria digitata* (Phéophycées) dans la baie de Breidifjörður, Islande. *Rit Fiskideilar* 12: 1-148
- Hagen, N.T. (1983). Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, Northern Norway. *Sarsia* 68: 177-190
- Hagen, N.T. (1987). Sea urchin outbreaks and nematode epizootics in Vestfjord, northern Norway. *Sarsia* 72: 213-229

- Hagen, N.T. (1995). Recurrent destructive grazing of successionaly immature kelp forests by green sea urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 123: 95-106
- Harrold, C. & J.S. Pearse (1987). The ecological role of echinoderms in kelp forests. *Echinoderm Studies* 2: 137-233.
- Hjörleifsson, E., Kaasa, Ø. & K. Gunnarsson (1995). Grazing of kelp by sea urchin in Eyafjörður, North Iceland. Pp. 593-597 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.
- Johannessen, P.J., Sjøtun, K. & Ø. Tvedten (1990). Marinbiologiske undersøkelser av fjordsystemet innenfor Salhus. Datarapport nr. 1. *Institutt for marinbiologi. Rapportserie*: Rapp. nr. 3 1990. 89 s.
- Jorde, I. & N. Klavestad (1963). The natural history of the Hardangerfjord 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9: 1-99
- Kongsrud, J.A. (2000). Flora og fauna tilknyttet stortarestipes (*Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie) ved Færøyene. *Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen*. 145 s.
- Lawrence, J.M. (1975). On the relationships between marine plants and sea urchins. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 13: 213-286
- Lein, T.E., Sivertsen, K., Hansen, J.R. & K. Sjøtun (1987). Tare- og tangforekomster i Finnmark. FORUT (Tromsø) 85/11:1-12
- Lein, T.E., Gravendeel, B.B., Mortensen, P.B., Sivertsen, K., Sørli, A.C. & S. Ødegaard (1994). Epiphytic algae on kelp (*Laminaria hyperborea*) in Norway. Poster presented at Mare Nor symposium on the Ecology of Fjords and Coastal Waters. Tromsø.
- Mann, K.H. (1977). Destruction of kelp beds by sea urchins: a cyclical phenomenon or irreversible degradation? *Helogl. Wiss. Meeresunters.* 30: 455-467
- Meland, K. & J.H. Fosså (unpubl). Metodeutvikling for overvåking av biologisk mangfold i den norske stortareskogen.
- Mortensen, P.B. (1992). *Epifytter på stortare (Laminaria hyperborea (Gunn.) Fosl.) i Finnmark*. Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Bergen. 204 s.
- North, W.J. (1964). In: Internat. Conf. Water Pollution Research, London, 1962, Pergamon Press, Oxford 3: 247-274
- Propp, M.V. (1977). Ecology of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* of the Barents Sea: metabolism and regulation of abundance. *Soviet J. Mar. Biol.* 3: 27-37
- Simenstad, C.A., Estes, J.A., & K.W. Kenyon (1978). Aleuts, sea otters, and alternative stable-state communities. *Science* 200:403-411
- Sivertsen, A., Indergaard, M., Jensen, A. & L. Jørgensen (1990). *Høsting og økologisk betydning av stortare (Laminaria hyperborea) langs kysten av Sør-Trøndelag*. SINTEF Rapport STF21 A90077. 32 s.
- Sivertsen, K. (1982). Utbredelse og variasjon i kråkebollers nedbeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. Nordlandsforskning, Bodø, Papp. 7/82: 1-31
- Sivertsen, K. (1984). Beiting i tareskogen på kysten av Møre og Romsdal. Nordlandsforskning, Bodø, Rapp. 3/84: 1-19
- Sivertsen, K. (1991). Redusert tareskog på kysten av Troms. Norges Fiskerihøgskole Universitetet i Tromsø. Tromsø: 1-34.
- Sivertsen, K. (1997). Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. Dr. scient. Thesis, University of Tromsø
- Sivertsen, K. & A. Bjørge (1980). Reduksjon av tareskog på Helgelandskysten. *Fisken og havet nr.4* - 1980: 1-9
- Sivertsen, K. & T. Wentzel-Larsen (1989). Fangstbare forekomster av kråkeboller. Nordlandsforskning, Bodø. Rapp. 3/89. 1-59
- Sjøtun, K., Fredriksen, S., Rueness, J. & T.E. Lein (1995). Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. Pp. 525-536 in Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.
- Sjøtun, K., Christie, H. & J.H. Fosså (2001). Overvåking av stortaregjenvækst og kråkebolleforekomster etter prøvetrålning i Sør-Trøndelag. *Fisken og havet nr. 5 - 2001*: 1- 24
- Skadsheim, A., Christie, H. & H.P. Leinaas (1995). Population reductions of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinodermata) in Norway and the distribution of its endoparasite *Echinomermella matsi* (Nematoda). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 119: 199-209

2 Mulige årsakssammenhenger

Det har vist seg vanskelig å forklare hvorfor tareskog blir nedbeitet i noen områder i kystsonen, og det er ikke funnet noen felles hypotese som favner alle kjente observasjoner av nedbeiting av tare forårsaket av kråkeboller. Det foreligger imidlertid en god del forskning på drøbakkråkeboller og nedbeiting av tareskog fra Nordvest-Atlanteren og strekningen Alaska - California. I de tilfellene der det er observert vekslinger mellom høy og lav bestandstetthet av kråkeboller er det identifisert flere faktorer som i prinsippet kan påvirke dynamikken.

Ulike hypoteser er blitt foreslått for å forklare nedbeitingen, og de fleste av dem kan grupperes i de som vektlegger predatorkontroll eller de som vektlegger rekrutteringskontroll.

2.1 Predatorkontroll av kråkebollebestander

Hypotesene om predatorkontroll postulerer at i et ikke-nedbeitet område er kråkebollebestandene relativt små fordi en eller flere predatorer kan kontrollere størrelsen på bestanden gjennom å spise ett eller flere av stadiene i kråkebollernes utvikling. Den pelagiske egg- og larvefasen spises av dyreplankton og fiskelarver. Etter at larvene har slått seg ned på bunnen og har metamorfosert (omvandlet seg) til bunnlevende kråkeboller, blir disse spist av ulike bunnlevende virvelløse dyr eller av fisk og sjøfugl. Dersom en eller flere predatorer kontrollerer den totale kråkebollebestanden, vil en reduksjon i predatorbestanden(e) gi en økning i bestanden av kråkeboller.

Variasjoner i predatorbestandene kan være naturlige eller menneskeskapt. De fleste hypotesene innebærer at predatorbestandene varierer på grunn av overbeskatning.

Et sentralt tema i hypotesene om predatorkontroll er om kråkebollene primært kontrolleres av én predator (nøkkelpredator) eller av det samlede predatortrykket fra flere predator-arter. En oppsummering av ulike publiserte hypoteser blir her presentert sammen med en gjennomgang og oppsummering av dokumentasjonsgraden av hypotesene.

2.1.1 Kråkebollebestander kontrolleres av en nøkkelpredator

Hypotese: Havoter kontrollerer kråkebollepopulasjoner i Alaska/California

Simenstad m.fl. publiserte i 1978 en artikkel med blant annet resultater fra arkeologiske utgravninger fra Aleutene. Rester fra avfallsplasser tydet på at jakt fra lokale bosetninger kan ha desimert bestanden av havoter allerede for 2500 år siden og at dette ble fulgt av en periode med høy tetthet av kråkeboller. Også senere undersøkelser av forholdet mellom forekomster av havoter og størrelsen av kråkebollebestander har vist klar invers sammenheng: En stor bestand av havoter fører til relativt små forekomster av kråkeboller.

Havoteren er mest utbredt i de nordligste delene av Stillehavet, men forekommer helt sør mot Santa Barbara i California. Områder med høy tetthet av kråkeboller og nedbeiting av tare er observert i California, men der har periodevis variasjoner i sjøtemperaturen på grunn av episoder med El Niño hatt sterk innflytelse

på kystøkosystemet. Det er derfor ikke klart om en redusert havoterbestand har vært den primære årsaken til de tidvis store forekomstene av kråkeboller i California.

Hypotese: Amerikansk hummer kontrollerer kråkebollepopulasjoner i Nordvest-Atlanteren

For Nova Scotia ble det foreslått at den eksplosive fremveksten av de store kråkebollepopulasjonene rundt 1970 skyldtes at amerikansk hummer, en antatt nøkkelpredator på drøbakkråkeboller, hadde blitt overfisket. Etterhvert har det imidlertid blitt klart at ikke alle observasjoner støtter denne hypotesen. I en oversikt over hovedtrekkene innenfor forskning på bestandsregulering av drøbakkråkebolle i denne regionen konkluderte Elnor og Vadas i 1990 med at det ikke var fremsatt noe klart bevis for at amerikansk hummer er nøkkelpredator på drøbakkråkeboller. På den andre siden ble det også konkludert med at hypotesen om hummerens predasjon på drøbakkråkeboller ikke kan forkastes som årsak til svingninger i bestandene. Hagen og Mann publiserte i 1992 resultater fra eksperimenter over hvor mange drøbakkråkeboller gråsteinbit og amerikansk hummer kan konsumere. Det ble funnet at en amerikansk hummer kan spise omkring en stor drøbakkråkebolle pr. dag.

Hypotese: Sel kontrollerer steinbitbestanden som igjen kontrollerer kråkebollebestander i Norge

I forbindelse med nedbeitingen av tareskog i områdene rundt Vega ble det fremsatt en hypotese der gråsteinbit var nøkkelpredator, og at færre gråsteinbit på grunn av økt predasjon fra sel kunne være årsaken til framveksten av store kråkebollebestander. Det finnes imidlertid ikke noen dokumentasjon på at sel spiser steinbit i større grad. De få undersøkelsene som er gjort viser at steinbit sjelden er å finne i selmager. Følgelig kan det synes lite sannsynlig at sel skulle være hovedårsaken til en eventuelt redusert bestand av gråsteinbit langs kysten av Nord-Norge.

Hagen og Mann publiserte i 1992 resultat over gråsteinbitens konsum av kråkeboller i akvarieforsøk. Resultatene viste at konsumet er avhengig av kråkebolletettheten, og ved høy tetthet kunne gråsteinbit spise rundt 3,5 store drøbakkråkeboller pr. dag. Hagen og Mann konkluderte derfor at en normalt stor bestand av predatorer kan kontrollere bestanden av drøbakkråkeboller under normale forhold forutsatt at tettheten av kråkeboller er relativt liten.

Hypotese: Sild (sildelarver og små sild) er en nøkkelpredator på kråkebollelarver i Norge

Det har vært diskutert om sammenbruddet i sildebestanden langs norskekysten på 1950- og 1960-tallet kan ha forårsaket en betydelig økning i kråkebollelarvenes mulighet til å overleve, noe som i prinsippet skulle kunne gi en økning av kråkebollebestandene. Det er ikke gjort forsøk på å verifisere eller avkrefte hypotesen gjennom undersøkelser, og det finnes ingen dokumentasjon som kan støtte eller avkrefte hypotesen. Rapporter om sildelarvenes næringsvaner tyder imidlertid ikke på at de foretrekker pigghudlarver, for eksempel av kråkeboller, fremfor annen næring.

2.1.2 Kråkebollebestander kontrolleres av flere predatorer

Hypotese: Overfiske av steinbit, torsk, flyndre og andre predatorer på kråkeboller fører til økning i kråkebolle-bestander i Nord-Atlanteren

For Nord-Atlanteren er det ikke dokumentert noen nøkkelpredator på drøbakkråkeboller, men det er mulig at flere predator-arter sammen kan regulere bestanden

av drøbakkråkeboller. Når det gjelder Nordvest-Atlanteren, har Jackson m.fl. i en publikasjon fra 2001 pekt på at det har vært et langvarig overfiske av mulige predatorer på drøbakkråkeboller, spesielt av stor torsk. De konkluderer derfor at dette kan være en sannsynlig årsak til fremveksten av de store kråkebollebestandene.

For Nordland har det vært dokumentert en nedgang i kystfisket, noe som kan ha minsket kystbestandenes (torsk, steinbit, flyndre) rolle som predatorer på kråkeboller. Også ærfugl er en viktig predator på drøbakkråkeboller i Norge. I Troms er det vist at en intensiv predasjon fra ærfugl i vesentlig grad kan redusere bestanden av kråkeboller lokalt.

Det er beregnet at i perioden 1961 - 1973 tilsvarte den samlede predasjonen på drøbakkråkeboller om lag en middels stor kråkebolle pr. m² pr. år på < 20 m dyp langs kysten av Trøndelag – Helgeland. Dette er svært lite sammenlignet med den høye tettheten av drøbakkråkebollene dette området har nå. Følgelig er det lite sannsynlig at utsettelse av predatorer, f. eks. steinbit, skal kunne desimere dagens tette kråkebollepopulasjoner. Det kan imidlertid ikke utelukkes at et konsum i denne størrelsesordenen var tilstrekkelig til å holde kråkebollepopulasjonene i sjakk før nedbeitingen begynte. Selv om det ikke er dokumentert, kan følgelig reduserte bestander av fisk og sjøfugl ha vært en medvirkende årsak til fremveksten av de store bestandene av kråkeboller.

Hypotese: Predasjon på kråkebolleyngel bestemmer størrelsen av kråkebollebestander i Norge

I ikke-nedbeitet tareskog i Midt- og Nord-Norge er det funnet en relativt høy tetthet av små (fra 0,5 til 15 mm i diameter) kråkeboller, samtidig som tettheten av store drøbakkråkeboller er liten. Dette kan tyde på høy dødelighet av små kråkeboller i tareskogen. Generelt er det funnet en høyere dødelighet hos små kråkeboller i tareskog enn på nedbeitede områder. Dette kan komme av at det i tareskogen finnes flere predatorer som kan spise kråkebolleyngel og små kråkeboller. I Nord-Amerika er det funnet at amfipoder og juvenile krabber kan regulere tettheten av kråkebolleyngel. Upubliserte observasjoner fra norske farvann viser at flere arter av krabbe og små bunnlevende fisk, som ulker, kan beite på små kråkeboller i tareskog. Siden dødeligheten hos små kråkeboller i intakt stortareskog tydeligvis er høy, er det nærliggende å anta at det samlede predator-trykket av beitere på kråkebolleyngel kan kontrollere bestander av drøbakkråkebolle.

Dersom redusert beiting på kråkebolleyngel er den primære årsaken til den kraftige tilveksten av drøbakkråkeboller i Norge, må dette være forårsaket av at bestandene av dyr som kan spise små kråkeboller, har blitt redusert. Imidlertid finnes det ikke dokumentasjon på variasjoner i bestandene av små kystnære fiskearter og/eller virvelløse dyr som konsumerer små kråkeboller.

2.2 Rekrutteringskontroll av kråkebollebestander

Som et alternativ til regulering av predatorbestander på kråkeboller kan det tenkes at rekrutteringspotensialet til kråkebollebestandene er viktigste regulerende faktor. Rekrutteringspotensialet utgjøres av den samlede produksjonen av egg og larver samt overlevelse av egg, larver og yngel av de individene som overlever beiting.

Det er kjent at rekrutteringen til kråkeboller er variabel. Dette kan skyldes varierende eggproduksjon, befruktningssuksess, varierende næringstilgang for larver, varierende overlevelse av larver i det fysiske miljøet og varierende suksess, avhengig av substratet, når larvene bunnslår for å metamorfosere. Variasjoner i rekrutteringssuksessen kan skyldes variasjon i fysiske (f.eks. temperatur, salinitet) eller biologiske faktorer (f. eks. mattilgang), eller en kombinasjon av disse. En spesielt vellykket rekrutteringsepisode kan tenkes å “overflomme” predatorene som spiser de ulike stadiene av kråkeboller. Her presenteres en gjennomgang av ulike hypoteser sammen med graden av dokumentasjon.

Hypotese: Spesielt sterke årsklasser av kråkeboller er et resultat av spesielt kraftig rekruttering

Hypotesen er foreslått som forklaring på den store økningen i populasjoner av drøbakkråkeboller i Norge. Bakgrunnen er at det var generelt mye pigghudlarver i planktonprøver i en femårsperioden forut for 1974. I denne perioden ble nedbeitet tareskog først observert i Norge. Planktonprøvene ble tatt om våren som en del av rutineundersøkelsene til Havforskningsinstituttet, med håvtrekk fra 300 m til overflaten og fra 50 m til overflaten på seks lokaliteter langs kysten. Datasettet, som er upublisert, viser at de høyeste frekvenser av pigghudlarver ble funnet på relativt dypt vann på lokaliteter i Nord-Norge. Det ble imidlertid ikke undersøkt hva slags pigghuder larvene tilhørte, og den relative forekomsten av pigghudlarver i forhold til annet plankton ble heller ikke beregnet.

En mulig forklaringsmodell for denne hypotesen er at episoder med høy produksjon av egg og larver og/eller høy overlevelse av egg og larver en eller flere ganger før begynnelsen på 1970-tallet kan ha forårsaket den store økningen av drøbakkråkeboller i Nord-Norge. Observasjoner tyder på at dette kan ha vært tilfelle, men dokumentasjonen er ikke god nok til å si noe sikkert.

Hypotese: Temperaturen bestemmer rekrutteringsgraden til kråkeboller på øst- og vestkysten av Nord-Amerika

Hypotesen bygger på den forrige, men det antas at temperaturen er avgjørende for hvor vellykket rekrutteringen blir. Gonadeveksten til drøbakkråkeboller øker om sommeren med økende temperatur inntil et optimumsområde på 10-12 °C. Også utviklingshastigheten til larvene funnet å øke med økende temperatur opp til denne grenseverdien. Rask utvikling og bunnslåing av larvene ved optimal temperatur fører til mindre risiko for predasjon og mindre tap i form av eksport av larver ut av kystområdet.

I Nova Scotia er det observert at sjøtemperaturen om våren var 3-4 °C høyere enn normalt 7-8 år forut for to utbrudd av beite-episoder. Dette vil i følge hypotesen gi raskere larveutvikling og økt rekrutteringssuksess. I British Columbia, Canada, ble et utbrudd av drøbakkråkeboller derimot observert etter et år med unormalt lav temperatur om våren. Disse observasjonene understreker temperaturens betydning, selv om de ikke gir et entydig svar angående temperaturens rolle for rekrutteringen av kråkeboller.

I norske farvann vil både relativt lav temperatur om sommeren og relativt høy temperatur om våren kunne fremme rekrutteringen av kråkeboller. I Norge var det en periode med relativt kaldt vann om våren midt på 1960-tallet, dvs nesten ti år før man ble oppmerksom på at tareskogen ble beitet ned. Observasjoner av plankton i kystvannet antyder høy forekomst av pigghudlarver på slutten av 1960-tallet, men dokumentasjonen er svak

NAO-INDEKSEN: EN MULIG INDIKATOR?

Det er ikke tidligere forsøkt å knytte storskala variasjoner i kråkebollebestander til storskala klimavariasjoner. Det er imidlertid påfallende at det er grovt sett samtidighet i nedbeitingen av tareskogen på begge siden av Nordatlanten. Dette kan kanskje knyttes til dekadiske marine klimavariasjoner, som for disse områdene vedkommende oftest uttrykkes gjennom indeksen til Den nordatlantiske oscillasjonen (NAO). Denne indeksen er den normaliserte differensen i overflatetrykk mellom Det azoriske høytrykket og Island. Positiv fase stort sett intense lavtrykk i nordlig bane over Island og inn i Norskehavet, mens negativ fase betyr en mer sørlig lavtryksbane.

Den positive fasen medfører stort sett en hurtig men smal Atlanterhavsstrøm som effektivt transporterer varmt vann nordover langs norskekysten, mens eksporten sørover av kaldt vann er intens på nordamerikansk side. Den negative fasen er i motsetning til den positive assosiert med unormalt kaldt vann langs norskekysten og unormalt varmt vann langs kysten av Labrador.

NAO-indeksen svingte kraftig både på 1800- og 1900-tallet. Den var sterkt positiv både på 1910-tallet og i perioden 1988-1994. Til gjengjeld var 1960-årene intenst negative med laveste sjøtemperatur langs norskekysten i 1966 (Appenzeller et al. 1998). Flere biologiske fenomener er blitt korrelert med NAO-variasjonene i de siste 30 årene, for eksempel variasjoner i vekten av hjort, sau og spurvefugl i Norge (Sæther et al. 2000, Mysterud et al. 2002).

Selv om NAO-relaterte temperaturvariasjoner kan ha mange indirekte effekter på ulike bestander, er det for kråkebollenes vedkommende nærliggende å koble dette til at gonadeveksten er optimal rundt 10-12 °C og at dette intervallet også er øvre grense for overlevelse av larver. Det er også mulig at de kalde og varme periodene kan ha påvirket kystfisk, krepsdyr og snegl på en eller annen måte og dermed påvirket predasjonstrykket på små kråkeboller. Sammenhengene er kompliserte og dataene sparsomme, men NAO kan ha spilt liten om enn viktig rolle som har bidratt til å endre forholdet mellom tareskog og kråkeboller.

2.3 Andre faktorer som kan føre til variasjoner i kråkebollebestander og nedbeiting

En del andre hypoteser er blitt satt fram som forklaringer på nedbeiting av tareskog og oppvekst av tare, og omtales her.

Hypotese: Variasjoner i kråkebollebestander er et utslag av naturlige svingninger i kystøkosystemet

Som en kontrast til hypoteser som antyder en menneskeskapt påvirkning, er det satt fram en hypotese som går ut på at svingninger mellom fremvekst og tilbakegang av kråkebollebestander skyldes naturlige sykluser som kan påvirke både rekruttering og dødelighet til kråkeboller. Variasjoner i dødelighet til kråkeboller kan skyldes naturlige variasjoner av predatorbestander, av forekomster av sykdommer og

parasitter eller av fysiske miljøfaktorer. Slike naturlige svingninger kan kanskje knyttes til storskala klimavariasjoner (se NAO-boks).

I Nova Scotia er det vist at sykdomsutbrudd forårsaket av en amøbe effektivt reduserte de store bestandene av drøbakkråkeboller tidlig på 1980-tallet. Deretter fulgte en periode med en ny "bølge" med store bestander av kråkeboller på 1990-tallet. I denne perioden ble to episoder med amøbe-infiserte bestander observert, og den siste, i 1995, desimerte de totale forekomstene av drøbakkråkebolle i Nova Scotia. Disse sykdomsutbruddene er blitt knyttet til perioder med tilførsel av varmere vann som bringer amøben til kysten av Nova Scotia om sommeren og høsten. Variasjoner i betanden av drøbakkråkeboller i Nova Scotia kan dermed knyttes til tilførselen av unormalt varmt vann i enkelte år. Lengre nord, i Gulf of St. Lawrence og Labrador, og lengre sør, i Gulf of Maine, er miljøforholdene mindre variable og bestandene av kråkeboller mer stabile.

I Norge er parasitten *Echinomermella matsi* artsspesifikk for drøbakkråkebolle. Den er utbredt fra Nord-Trøndelag til Vest-Finnmark og kan infisere store deler av bestanden på enkelte lokaliteter. Parasitten, som er godt tilpasset verten, vokser langsomt. På lokaliteter med stort innslag av infiserte kråkeboller ser det ut til at dødeligheten av kråkeboller er noe høyere enn på lokaliteter med lav forekomst av parasitter, men forskjellen er relativt liten. Infeksjon fører til at gonadeproduksjonen til kråkebollene blir lavere. Dermed vil en stor andel av infiserte kråkeboller minske bestandens rekrutteringspotensiale.

I området Nord-Møre – Nord-Trøndelag har bestandene av drøbakkråkeboller avtatt betydelig i løpet av 1990-tallet. Der finnes imidlertid ikke parasitten *E. matsi*. Dette kan bety at parasitten ikke er en nødvendig forutsetning for at bestanden av drøbakkråkeboller skal avta i Nord-Norge.

Det er vanskelig å teste hypotesen om at vekslinger mellom tareskog og nedbeitet tareskog skyldes naturlige svingninger i kyst-økosystemene, da dette forutsetter at man kan skille mellom naturlige og menneskeskapt variasjoner. Hypotesen kan bare dokumenteres gjennom overvåking av kyst-økosystemene over svært lang tid.

Hypotese: Tilstandsvariasjoner skyldes endring i tilgangen på mat og adferd til kråkeboller, og hydrodynamiske tilstander er avgjørende (storm, temperaturvariasjoner)

I California er det observert at relativt høye tettheter av kråkeboller kan forekomme i tareskog uten at taren umiddelbart blir beitet ned. Dette skyldes at kråkebollene beiter hovedsakelig på drivtare. Så lenge det finnes mye drivtare, lever kråkebollene skjult i sprekker istedenfor å beite på levende tarer. Perioder med storm eller høy temperatur får mye av tareskogen til å forsvinne, noe som i neste omgang gir mindre drivtare. Da begynner kråkebollene å søke mer aktivt etter mat, og de gjenlevende tarene blir beitet ned. Stormer kan imidlertid øke dødeligheten hos kråkeboller når de lever eksponert og uten skjul. Perioder med lav temperatur vil derimot medføre god rekruttering av tare i California. Dette kan føre til at tareskog etablerer seg igjen, og at kråkebollene går over til å leve i skjul og beite på drivtare.

I Norge er det de indre og mest beskyttede områdene som blir mest nedbeitet. I områder av Midt-Norge der tettheten av drøbakkråkeboller har gått tilbake, har gjenveksten startet først i de mest eksponerte områdene. Tare- og bentosalgevegetasjonen er annerledes sammensatt i beskyttede områder enn i de mer bølgeeksponerte, og det kan ikke utelukkes at dette i seg selv kan ha hatt betydning for

nedbeitingen. Kråkebollenes adferd og konsum av ulike tilbud av mat har imidlertid bare i liten grad vært undersøkt i Norge i tilknytning til nedbeiting av tareskog.

OPPSUMMERING

Fremvekst av store kråkebollebestander og nedbeiting av tare er forsøkt forklart på ulike måter i ulike deler av verden. I Det nordlige stillehav er det godt dokumentert at havoter kontrollerer størrelsen på kråkebollebestandene. I Nord-atlanteren er det ikke observert at størrelsen på kråkebollebestander blir kontrollert av én enkelt predator, men det kan ikke utelukkes at det samlede predatortrykket fra for eksempel fisk og sjøfugl kan utøve en viss kontroll.

Det er ikke klart hvorfor det var en økning av bestanden av drøbakkråkeboller for 25-30 år siden i Norge. Det er ikke utelukket at predatorer under normale forhold vil kunne holde kråkebollebestander i sjakk, og felldata tyder på at tettheten av små predatorer som beiter på kråkebolleyngel og små kråkeboller kan være viktige medspillere i kontrollen av lokale bestander av drøbakkråkeboller. Det finnes imidlertid ikke vitenskapelig grunnlag for å si at en nedgang i predasjonstrykk er den eneste eller grunnleggende årsaken til den store økningen av kråkebollebestandene i Norge.

En medvirkende og kanskje primær årsak kan være at det var en forutgående periode med spesielt gunstig rekruttering gjennom høy overlevelse av egg og larver under gunstige miljøforhold. Observasjoner tyder på at temperaturen under larveutviklingen kan være viktig for utviklingshastighet og overlevelse av kråkebollelarver. Temperaturen kan imidlertid påvirke flere faktorer som regulerer bestandstørrelsen hos kråkeboller, så temperatureffekten behøver ikke på noen måte være enkel. Forhold som kråkebollers adferd og tilgjengelighet av foretrukket mat kan være viktige for å bestemme graden eller hastigheten av nedbeitingsprosessen.

Bakgrunns litteratur til kapittel 2

- Aure, J. & Ø. Strand (2001). Havforskningsinstituttets termografstasjoner. Hydrografiske normaler og langtidsvariasjoner i norske kystfarvann mellom 1936 og 2000. *Fisken og havet*, nr. 13 – 2001. 24 s.
- Appenzeller, C., Stocker, T.F. & M. Anklin (1998) North Atlantic Oscillation dynamics recorded in Greenland ice cores. *Science* 282: 446-449
- Bustnes, J.O. & O.J. Lønne (1995). Sea ducks as predators on sea urchins in a northern kelp forest. Pp. 599-608 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.
- Christie, H. & J. Rueness (1998). Tareskog. S. 165-189 i *Kystøkologi* (red. Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A., Tufteland, G.). Universitetsforlaget.

- Ebling, A.W., Laur, D.R. & R.J. Rowley (1985). Severe storm disturbances and reversal of community structure in a southern California kelp forest. *Marine Biology* 84: 287-294
- Elnor, R.W. & R.L. Vadas (1990). Inference in ecology: the sea urchin phenomenon in the northwestern Atlantic. *The American Naturalist* 136: 108-125
- Estes, J.A., & D.O. Duggins (1995). Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecology paradigm. *Ecol. Monogr.* 65:75-100
- Estes, J.A. & J.F. Palmisano (1974). Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185: 1058-1060
- Foreman, R.E. (1977) Benthic community modification and recovery following intensive grazing by *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.* 30: 468-484.
- Fricke, A.H. (1979). Kelp grazing of the common sea urchin *Parechinus angulosus* Leske in False Bay, Cape. *South Africa J. Zool.* 14: 143-148.
- Hagen, N.T. (1987). Sea urchin outbreaks and nematode epizootics in Vestfjord, northern Norway. *Sarsia* 72: 213-229
- Hagen, N.T. (1992). Macroparasitic epizootic disease: a potential mechanism for the termination of sea urchin outbreaks in Northern Norway? *Marine Biology* 114: 469-478
- Hagen, N.T. (1996) Parasitic castration of the green sea echinoid *Strongylocentrotus droebachiensis* by the nematode endoparasite *Echinomermella matsi*: reduced reproductive potential and reproductive death. *Dis. Aquat. Org.* 24: 215-226.
- Hagen, N.T. & K.H. Mann (1992). Functional response of the predators American lobster *Homarus americanus* (Milne-Edwards) and Atlantic wolffish *Anarhichas lupus* (L.) to increasing numbers of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* (Muller). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 159: 89-112
- Harrold, C. & J.S. Pearse (1987). The ecological role of echinoderms in kelp forests. *Echinoderm studies* 2: 137-233
- Harrold, C. & D.C. Reed (1985). Food availability, sea urchin grazing, and kelp forest community structure. *Ecology* 66: 1160-1169
- Hart, M.W. & R.E. Scheibling (1988). Heat waves, baby booms, and the destruction of kelp beds by sea urchins. *Mar. Biol.* 99: 167-176.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. & R.W. Warner (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638
- Mann, K.H. & P.A. Breen (1972). The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 603-605
- Miller, R.J. (1985b) Seaweeds, sea urchins, and lobsters: a reappraisal. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 2061-2072.
- Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., Langvatn, R. & G. Steinheim (2002). Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores
- Rowley, R.J. (1989). Settlement and recruitment of sea urchins (*Strongylocentrotus* spp.) in a sea urchin barren ground and a kelp bed: are populations regulated by settlement or post-settlement processes? *Marine Biology* 100: 485-494.
- Rowley, R.J. (1990). Newly settled sea urchins in a kelp bed and urchin barren ground: a comparison of growth and mortality. *Marine Ecology Progress Series*, 62: 229-240.
- Sala, E., Boudouresque, C.F. & Harmelin-Vivien (1998). Fishing, trophic cascades, and structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 83: 425-439
- Scheibling, R.E. (1996). The role of predation in regulating sea urchin populations in eastern Canada. *Oceanologica Acta* 19: 421-430
- Scheibling, R.E. & A.W. Hennigar (1997). Recurrent outbreaks of disease in sea urchins *Strongylocentrotus droebachiensis* in Nova Scotia: evidence for a link with large-scale meteorologic and oceanographic events. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152: 155-165
- Scheibling, R.E., Hennigar, A.W. & T. Balch (1999). Destructive grazing, epiphytism, and disease: the dynamics of sea urchin – kelp interactions in Nova Scotia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2300-2314
- Simenstad, C.A., Estes, J.A. & K.W. Kenyon (1978). Aleuts, sea otters, and alternative stable-state communities. *Science* 200: 403-411
- Sivertsen, K., (1996). Incidence, occurrence and distribution of the nematode *Echinomermelle matsi* in its echinoid host, *Strongylocentrotus droebachiensis*, in northern Norway. *Mar. Biol.* 126: 703-714.
- Sivertsen, K. (1997). Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. Dr. scient. Thesis, University of Tromsø

- Skadsheim, A., Christie, H. & H.P. Leinaas (1995). Population reductions of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinodermata) in Norway and the distribution of its endoparasite *Echinomermella matsi* (Nematoda). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 119: 199-209
- Stien, A., Halvorsen, O. & H.P. Leinaas (1995). No evidence of *Echinomermella matsi* (Nematoda) as a mortality factor in a local mass mortality of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinoidea). Pp. 585-592 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam
- Sæther, B.-E., Tufto, J., Engen, S., Jerstad, K., Røstad, O.W. & J.E. Skåtan (2000). Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. *Science* 287: 854-856
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton (1991 a). Sea urchins, El Niño, and the long term stability of Southern California kelp forest communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77:49-63
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton (1991 b). Sea urchins, El Niño effects on Southern California kelp forest communities. *Advances in Ecological Research* 17: 243-279
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton (2000). Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 579-589
- Vadas, R.L. & R.S. Steneck (1995). Overfishing and inferences in kelp – sea urchin interactions. Pp.509-524 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.

3 Relevante problemstillinger for videre forskning

Det er ikke mulig å fastslå sikkert hva som forårsaket framveksten av de store kråkebolle-populasjonene i Midt-Norge og Nord-Norge for 25-30 år siden. Imidlertid kan det pekes på noen problemstillinger der årsakssammenhenger når det gjelder nedbeiting av tareskog i Norge kan være gjenstand for forskning.

Et av hovedmålene for arbeidsgruppen har vært å identifisere forskbare problemstillinger knyttet til prosesser som direkte eller indirekte kan ha forårsaket og opprettholdt en høy tetthet av drøbakkråkeboller og lav tetthet av tare. Det er lite sannsynlig at alle relevante problemstillinger er kommet med i denne framstillingen, men arbeidsgruppen har prioritert i størst mulig grad å identifisere sentrale problemstillinger som kan danne basis for fremtidige undersøkelser i kystsonen. Her blir disse problemstillingene samt forslag til forskningsoppgaver som kan belyse årsakssammenhenger presentert. Problemstillingene er gruppert under tre overordnede temaer knyttet til: (i) de frittlevende (planktoniske) stadiene til kråkeboller, (ii) bunnlevende stadier og (iii) interaksjoner mellom kråkeboller og tare.

Da episoder med en storstilt økning i kråkebollebestander synes å være sjeldne i nordatlantiske farvann, er det svært lite sannsynlig at et overvåkingsprogram basert på tradisjonelle metoder skal kunne finne noen svar på hva de underliggende årsakene til slike episoder er.

3.1 Frittlevende stadier til kråkeboller (egg og larver)

3.1.1 Bakgrunn

Gyteperioden til drøbakkråkeboller langs norskekysten er avgrenset til februar–april. Utvikling av gonader er temperaturavhengig og avhengig av tilgangen på mat, og mengden med gonader bestemmer antall egg som blir gytt. Gyteperioden forskyves nordover utover våren. Kråkeboller gyter synkront innen et større område, og flere undersøkelser tyder på at våroppblomstringen av planktonalger kan initiere gytingen.

Reproduksjonssuksessen til kråkeboller er generelt avhengig av mengden av rogn og melke, som igjen avhenger av kvalitet og mengde av tilgjengelig mat for kråkebollene. I tillegg er tettheten av kråkeboller i en bestand svært viktig. Når avstanden mellom hunn- og hann-kråkeboller i en lokal bestand er under 20 cm, kan opp til 95 % av de gyttede eggene bli befruktet forutsatt stillestående vann, mens suksessen kan være under 15 % når avstanden mellom hann- og hunn-kråkeboller er over 20 cm.

Larveutviklingen er i starten avhengig av størrelsen på egget og dets næringsinnhold, som igjen er avhengig av moras diett under gonadeutviklingen. Etter befruktning tar det ca. en uke til larvene begynner å spise planktonalger.

For spredning av kråkebollelarvene er strømforholdene er viktigst. Larvene kan svømme med en hastighet på opp til $0,5-1 \text{ mm s}^{-1}$, og det er påvist vertikalvandring på et par meter i løpet av døgnet. Laboratorieforsøk har vist at larvene samler seg rundt halokliner (sprangsjikt). Mens sultne larver svømmer oppover og havner ovenfor haloklinen, plasserer mette larver seg under haloklinen.

Larver av drøbakkråkeboller bruker normalt 1,5–3 måneder før de bunnslår. Under laboratoriebetingelser kan en måned være tilstrekkelig når det er rikelig med

mat. Også eggstørrelsen ser ut til å bety en del, og store egg gir larver som utvikler seg raskere enn larver fra små egg. Vekst og utvikling av larvene øker med økende temperatur opp til 10-12 ° C. Ved høyere temperatur dør larvene. Det kan se ut som tilgangen på mat samt temperaturbetingelser under den pelagiske perioden betyr mest for utviklingen av larvene. Utviklingen av larver går imidlertid sakte ved lave temperaturer (3 ° C).

Svært lite er kjent om larvenes dødelighet i den planktoniske fasen. Miljøforhold som resulterer i rask vekst og en kort planktonisk fase betyr sannsynligvis at larvene er mindre utsatt for predasjon.

Larvene synker mot bunnen når de nærmer seg metamorfose-stadiet. I denne perioden er dødeligheten generelt høy. De fysiologiske utfordringene i forbindelse med metamorfosen er store, og de må i tillegg treffe egnede områder å bunnslå på. Eksperimenter viser at røde kalkalger fremmer metamorfosen, det samme gjør biofilm (hovedsakelig bakterier) på et hardt substrat. Larvene unngår å bunnslå på sand og bløtbunn. For kråkebolle-arten sjødoller er det vist at larver med sen metamorfose har større dødelighet enn larver som raskt finner det rette substratet. Langs California-kysten, USA, er det gjort observasjoner av nedslag av kråkebollelarver under ulike hydrografiske forhold. Resultatene tyder på at høyt nedslag skjer under spesielle kombinasjoner av vind og strømforhold.

3.1.2 Problemstillinger

Det er svært lite kunnskap om de pelagiske stadiene til drøbakkråkebolle i norske farvann. Det er ikke kjent hvor stor tilgangen på mat for larvene er, hvor stor dødeligheten er, og i hvor stor grad larvene bunnslår på grunt vann eller blir ført ut på dypere vann.

Et viktig spørsmål er hvor larvene som satte i gang den store veksten av bestanden av drøbakkråkeboller langs strekningen Nord-Møre - Finnmark, stammer fra. En mulighet er at de stammer fra lokale nordlige populasjoner. Dersom larvene ble spredt i de øverste vannmassene, er det imidlertid også tenkelig at forekomster av drøbakkråkeboller lenger sør kan ha vært "stam-populasjoner" til bestandene i Nord-Norge. Dette innebærer at mesteparten av larvene under spesielle hydrografiske forhold kan ha blitt fraktet nordover med kyststrømmen. Genetiske undersøkelser kan gi svar på om det finnes isolerte populasjoner av drøbakkråkeboller langs kysten, og i hvilken grad det har skjedd en utveksling av genetisk materiale.

Larvene vil følge kyststrømmen nordover. Forutsetningene for god overlevelse av larver er at de havner i den øvre delen av vannsøylen der produksjonen av planktonalger er stor. Samtidig er de avhengig av lav predasjon. Vertikalfordelingen av larvene og de hydrografiske forholdene bestemmer hvor larvene vil bli ført. I perioder med sørlig og sørvestlig vind stues kyststrømmen opp mot land. Dersom larvene i denne situasjonen befinner seg i overflatelaget, vil de bli ført inn i taresonen. I perioder med nordlig og nordøstlig vind vil derimot overflatevannet i kyststrømmen føres fralands. En kompensasjonsstrøm under overflatelaget vil imidlertid gå i retning land, og dersom kråkebollelarvene normalt befinner seg i de dypere vannmasser langs kysten, vil de under disse betingelsene drive mot land og bunnslå. De hydrografiske forholdene og hvilket dyp larvene befinner seg i er derfor avgjørende for om mesteparten av larvene skal havne i taresonen eller på dypt vann der sjansen for å overleve sannsynligvis er mindre.

Larvenes spredningspotensiale kan undersøkes i en hydrodynamisk havmodell, men for å simulere spredningsmønsteret korrekt er det nødvendig å kjenne vertikalfordelingen av larvene. Endringer i kyststrømmen som skyldes klimatiske forhold kan tenkes å ha konsekvenser for den andelen av larver som bunnslår på grunt vann. Riktig nok er ikke modellstudier alene tilstrekkelig til å gi svar på hva som forårsaket den store økningen i kråkebolle-populasjoner for 25-30 år siden i Norge, men de vil kunne utkrystallisere hypoteser om årsakssammenhenger og demonstrere ulike transportveier under ulike havklima.

Hypoteser om betydningen av produksjon, overlevelse og bunnslåing på riktig sted og tid av kråkebollelarver er høyst spekulative både i Norge og ellers i verden. Det behøves en betraktelig større innsats i form av observasjoner og eksperimenter på kråkebollelarvenes planktonstadium til for å utvikle og teste hypoteser om dette. Nedenfor er det identifisert en rekke problemstillinger (ikke-prioritert rekkefølge) som må undersøkes nærmere for å kunne utvikle testbare hypoteser:

- Sammenhengen mellom gytebestandens størrelse og den årlige egg- og larveproduksjonen
- Påvirkning av saltholdighet og temperatur på larveutvikling, flyteevne, synkehastighet, svømmehastighet og overlevelse
- Betydning av tilgangen på mat for larveutvikling, flyteevne, synkehastighet, svømmehastighet og overlevelse (“match-mismatch”)
- Graden av predasjon på larver
- Vertikalfordeling og vertikalmigrasjon til larver under de enkelte deler av larvestadiet på reisen med kyststrømmen
- Genetiske populasjonsstudier, koblet til transportveier for larver
- Var bestander av drøbakkråkebolle i norske fjorder stam-bestander for fremveksten av de store populasjonene i Nord-Norge for 25-30 år siden?
- Gitt at det er slik: Kan naturlige eller menneskeskapt endringer i den estuarine sirkulasjonen i fjorder siden 1950-tallet ha forårsaket større grad av utskylling av larver fra fjordene i visse perioder?
- Kan endringer i kyststrømmen på grunn av klimavariasjoner bety noe for tilførsel og bunnslåingen av larver på grunt vann?

3.2 Bunnlevende stadier til kråkeboller

3.2.1 Bakgrunn

Etter at kråkebollelarvene har bunnslått, fullføres metamorfosen raskt. De små kråkebollene lever på opplagsnæring noen dager før det nye fordøyelsessystemet er ferdig utviklet. Da begynner de å beite på biofilm og går etterhvert over til detritus. Etter ca to år begynner de å beite aktivt på tare og andre alger.

Yngel av drøbakkråkeboller foretrekker å leve i skjul, og typiske levesteder kan være mellom hapterene (festet) til store tarer og bunn dekket av grus, døde skjell eller rugl (substrat av løstliggende og forgrenede kalkrødalger). Dette kryptiske levestedet er sannsynligvis en tilpasning til den store predasjonen yngelen blir utsatt for.

Vekst og overlevelse til kråkebolleyngel av en annen *Strongylocentrotus*-art er undersøkt i tareskog og i nedbeitede områder. Resultatene viste at yngelen vokste like hurtig i tareskog som i nedbeitede områder i de første 30-50 dagene, men etter at de begynte å spise "voksenmat" (bentosalger), vokste kråkebollene i tareskogen 7-8 ganger hurtigere enn individene i nedbeitede områder. Til gjengjeld var dødeligheten til kråkebolleyngelen generelt høyere i tareskog enn i nedbeitede områder. Det siste er også funnet for drøbakkråkebolle.

Dødeligheten til drøbakkråkebolle avtar gradvis etter de to første leveårene. I Norge er det observert at drøbakkråkeboller kan bli opp til 15 år gamle både i tareskogsområder og i nedbeitede områder. Imidlertid må det tas et visst forbehold angående tidligere aldersbestemmelser av gamle kråkeboller, da nyere metodikk har vist at kråkeboller sannsynligvis kan bli en god del eldre enn hva som ble beregnet tidligere. Generelt ser kråkeboller ut til å ha en livsstrategi som går ut på at de normalt har små bestander med liten overlevelse av yngel, men med langt liv hos voksne individ. Derfor kan vellykket rekruttering med høy grad av overlevelse av yngel i ett eller noen enkelte år med spesielt gunstige miljøforhold føre til stor vekst hos bestanden, som deretter blir gradvis mindre igjen ("bet-hedging").

Sjøtemperaturen spiller sannsynligvis en viktig rolle for veksten til store drøbakkråkeboller langs norskekysten. Både gonadeveksten og respirasjonen øker med økende temperatur opp til 10 – 12 °C. Ved temperaturer over 12 °C resulterer den høye respirasjonen i fysiologisk stress og nedsatt gonadevekst. Langs kysten varierer gjennomsnittstemperaturen i overflatevannet i den varmeste måneden fra 13,3 °C ved Smøla til 8,6 °C ved Vardø. Følgelig kan ekstremtemperaturene, som sannsynligvis er viktigst i denne sammenheng, variere fra godt under til godt over optimum for drøbakkråkeboller langs norskekysten.

3.2.2 Problemstillinger

Populasjonsdynamikk til drøbakkråkeboller langs en nord-sør gradient

Temperatur bestemmer den øvre hastigheten for forskjellige omsetningsrater hos levende organismer og er derfor av betydning for vekst, dødelighet og alder ved første kjønnsmodning hos kråkeboller. Generelt går fysiologiske prosesser hurtigere i varme enn i kalde omgivelser hos kaldblodige dyr, og det er vanlig å anta en fordobling av hastigheten pr. 10° C som gjennomsnitt for mange arter når temperaturen er godt under optimum. Høyere temperatur gir med andre ord raskere vekst og høyere dødelighet, og vanligvis også tidligere kjønnsmodning. Det betyr også at individene har kortere livsløp.

Antatt temperaturer under optimum, kan dette bety at kråkeboller i sør vokser raskere enn i nord, men har et kortere livsløp. Et gjennomsnittlig kortere livsløp krever jevnere og høyere rekruttering for å opprettholde populasjonens størrelse, noe som kan gjøre de sørligste populasjonene mer ustabile. Temperaturfordelingen kan derfor muligens forklare hvorfor det er en sørgrense for nedbeiting av tareskog i Norge. Dette underbygges av at det har utviklet seg forskjellig tettheten av kråkebollebestander langs en sør-nord gradient. Sør for Polarsirkelen avtok den gjennomsnittlige tettheten fra rundt 50 individer pr m² på 1980-tallet til rundt 10 individer pr m² i 1992, mens nord for Polarsirkelen var tettheten stabil på rundt 25 individer pr m² i samme periode. Dette kan tyde på at dødeligheten til drøbakkråkebolle er størst i de sørligste områdene. I tillegg kan det tenkes at rekrutteringen også er svakest der.

Langs kysten av Trøndelag - det sørligste (varmeste) området berørt av nedbeiting i Norge - er det i løpet av 1990-tallet observert en nedgang i kråkebollebestander etterfulgt av gjenvekst av tare. Til sammenligning kan det nevnes at det i Canada og USA på 1980- og 1990-tallet er observert periodevis gjenvekst i Nova Scotia og California, men ikke i Newfoundland (nordligste og kaldeste område). Årsaken til gjenvekst i forskjellige tareskogssamfunn er imidlertid ikke nødvendigvis identisk, da rekruttering til tarepopulasjoner er funnet å spille en stor rolle i California og reduksjon av kråkeboller p.g.a. sykdom en stor rolle i Nova Scotia (se forrige kapittel).

Hypotese

Raskere vekst og høyere dødelighet i sørlige områder i Norge på grunn av høyere sjøtemperatur fører til kortere livssyklus og dermed ustabile populasjoner hos drøbakkråkeboller.

Undersøkelser

Dette kan undersøkes gjennom å analysere data for vekst, alder ved kjønnsmodning og dødelighet hos kråkeboller i ulike områder langs norskekysten til Svalbard ved hjelp av modellering. Resultatene kan vise eventuelle forskjeller i hvor lang tid det tar en generasjon å gjennomleve livsprosessene. Et hurtig livsløp gir høy dødelighet, og det kreves større rekruttering til å opprettholde størrelsen på bestanden. Slike undersøkelser er gjort på kråkebolle-bestander i Tromsø/Karlsøy og Bodø og er under bearbeidelse for Vest-Finnmark. I modellene inngår det bl.a. beregninger av kråkebollenes individuelle vekst ved ulik alder, dødelighet, levealder og alder ved første gangs gyting samt produksjon av gonader.

Predasjon på kråkebolleynge

Store forekomster av kråkeboller kan skyldes at en stor del av yngelen (< 2 cm i diameter) overlever rett etter bunnslåing på grus, døde skjell og rugl, eller skjult i hapterene til stortare. Dette er ikke undersøkt i Norge og i liten grad i andre deler av verden.

Det er ikke gjort beregninger av det samlede predasjonstrykket på kråkeboller i ulike størrelsesgrupper i kystsonen. Særlig mangler det beregninger for predasjon på små kråkeboller og lokal fordeling av predatorer i kystsonen. Det er mulig at denne gruppen av predatorer er en viktigere kontrollerende faktor for bestandstørrelse av kråkeboller enn predatorer som beiter store kråkeboller.

Hypotese

Små predatorer (invertebrater, små bunnlevende fisk) som lever i tilknytning til algevegetasjon kan kontrollere lokale populasjoner av drøbakkråkebolle.

Undersøkelser

Dette kan undersøkes på ulike typer feltsituasjoner og habitater, felteksperimenter og laboratorie/akvarie-forsøk.

Predasjon på større kråkeboller

Kråkeboller som er større enn ca 2 cm i diameter lever i mindre grad kryptisk og vil være mer utsatt for predasjon. I Norge er det gjort en del beregninger på predasjon på

drøbakkråkeboller under akvarieforhold, og det er også gjort en beregning av hvor stor den totale predasjonen på kråkeboller kan være i gruntvannsområdene langs kysten av Trøndelag og Helgeland. Det kan ikke utelukkes at predatorer kan holde kråkebollepopulasjoner i sjakk så lenge det er snakk om lave tettheter av kråkeboller, og Hagen og Mann dokumenterte i 1992 at predasjonstrykket fra steinbit økte med tettheten av kråkeboller. Der er ikke klart hvilken rolle ulike predatorer på store kråkeboller (> 2 cm i diameter) spiller for den totale populasjonsstørrelsen av kråkeboller i Norge.

Hypotese

Store predatorer (f. eks. steinbit, stor torsk, krabbe, sjøfugl) som lever i tilknytning til ikke-nedbeitet algevegetasjon kan kontrollere lokale populasjoner av drøbakkråkebolle.

Undersøkelser

Dette kan undersøkes ved ulike typer feltsituasjoner og habitater, felteksperimenter og laboratorie/akvarie-forsøk.

3.3 Interaksjoner mellom kråkeboller og tare

3.3.1 Bakgrunn

I Norge er de ytre områdene av kysten sjelden nedbeitet, mens de indre og midtre kystområdene stort sett er nedbeitet. Det er også observert at nedbeitingen som regel både starter først og varer lengst i beskyttede områder. Det er mulig at dette har med ulik romlig fordeling av bunnslåtte kråkebollelarver å gjøre, ved at bunnslåingen kan være høyest i de indre og mest beskyttede områdene. På den annen side er dette mindre sannsynlig fordi stor bunnslåing er observert både i nedbeitede indre og beskyttede områder og i ytre og bølge-eksponert tareskog.

En annet forhold av mulig betydning er ulikt mattilbud for kråkeboller i indre og ytre strøk. I de indre og mest beskyttede områdene er det sukkertare, ikke stortare, som dominerer, og det er vist gjennom forsøk at rød kråkebolle foretrekker tare bevokst med mosdyr fremfor ubevokst tare og at de foretrekker sukkertare fremfor fingertare. I et annet forsøk er det blitt vist at drøbakkråkeboller spiser små stortareplanter, men ikke store. Tidligere undersøkelser har også vist at matkvaliteten virker inn både på vekst og gonadeproduksjon hos kråkeboller, og at kråkebollene foretrekker å spise de algene som gir størst vekst. Det er imidlertid lite sannsynlig at ulikt mat-tilbud virker inn på dødeligheten til store kråkeboller, da det ikke ser ut til å være forskjell i dødelighet hos kråkebollebestander i tareskog og nedbeitede områder.

Beiteaktiviteten kan også være påvirket av innholdet av polyfenoler (phlorotanniner) i tare. Disse stoffene kan fungere som beskyttende antibeitestoff. Innholdet av polyfenoler varierer både fra art til art og innen en art med algens alder, årstid og andre ytre forhold, men dette er lite kjent. Hos tang kan innholdet av polyfenoler stimuleres av beiting, men dette er ikke observert hos stortare. Det er ikke kjent i hvilken grad eventuelle variasjoner i polyfenolinnhold hos tare kan virke inn på beiteadferd eller vekst hos kråkeboller. Muligens inneholder tarer i dårlig form mindre av polyfenoler og er derfor mindre beskyttet mot beiting.

En stor grad av nedbeiting i indre og midtre områder av kystsonen kan også ha sammenheng med lavere biomasse av tare og dermed lavere produksjon pr. arealenhet enn i de ytre og bølge-eksponerte områdene. I bølge-eksponerte områder dominerer stortare. I de grunne delene av stortareskogen langs norskekysten vil biomasse-tettheten variere rundt 3 kg tørrvekt stortare pr. m², og biomasseproduksjonen ligger på 1-2 kg tørrvekt pr. m² pr. år. Veksthastigheten til store stortareindivider er høyere der bølge-eksponeringen er stor enn i mellom-eksponerte og beskyttede områder, noe som kan bety at den totale produksjonen til stortare også er lavere under mellom-eksponerte og beskyttede forhold. På beskyttede steder dominerer sukkertare. En produksjon på ca. 0,4 kg tørrvekt pr. m² pr. år er beregnet for sukkertare fra Skottland. Dette er mye lavere enn produksjonen til stortare på bølge-eksponerte steder.

Matbehovet til en middels stor drøbakkråkebolle er funnet å utgjøre ca. 1 g ferskvekt tare pr dag, noe som tilsvarer ca 0,08 kg tørrvekt tare pr. år. For å beite ned tarevegetasjon med høy biomasse og høy produksjon trengs det sannsynligvis en høyere tetthet av kråkeboller enn for å beite ned tarebiomassen i et lavproduktivt område. Forekomst av en relativt høy tetthet av kråkeboller uten at tare blir beitet ned er observert i Sør-Afrika, og skyldes høy produksjon av tare.

I Storbritannia er det vist at rød kråkebolle sammen med lysforholdene kontrollerer den nedre grensen for utbredelsen av stortare. Veksten hos stortare blir langsommere med økende dyp, og ved en viss grenseverdi oversteg kråkebollens konsum produksjonen av tare.

3.3.2 Problemstillinger

Tareproduksjon vs. kråkebolletetthet, gradient eksponert-beskyttet kyst

Produksjon til bentosalger er avhengig av antall planter (som igjen er avhengig av rekruttering og dødelighet) og den individuelle vekst-hastigheten. Produksjonen til bentosalger varierer sannsynligvis med graden av bølge-eksponering, og vil også variere med dypet. Lyset avtar raskt nedover mot dypet, spesielt i innaskjærs farvann. Det betyr at produksjonen til tare også avtar med økende dyp.

En nedgang i tettheten av drøbakkråkeboller til under 5-10 kråkeboller pr. m² har vist seg å være nødvendig for å få re-etablert tare i den øvre delen av sjøsonen langs norskekysten. Siden produksjonen hos bentosalger varierer med eksponeringsgrad og dyp, vil sannsynligvis også grenseverdien for tetthet av kråkeboller som fører til re-etablering av bentosalger og tare kunne gjøre det samme. Når tettheten av kråkeboller går ned, kan en relativt sett høyere produksjonshastighet for tare i eksponerte områder føre til at tareskogen blir raskere gjenetablert i de eksponerte områdene enn i de beskyttede. Denne forskjellen kan også forklare at det tar lengre tid før tare blir beitet ned på eksponerte lokaliteter enn på beskyttede lokaliteter når bestanden av kråkeboller øker.

Hvor stor tareproduksjon som må til for å overstige det samlede beitepresset fra kråkeboller kan undersøkes ved å måle produksjonen i en gjenvekstsituasjon under forskjellige miljøforhold (dyp og eksponering). Primærproduksjon hos tare kan i dag måles i felt, selv om det er metodiske problemer. Resultatene vil være av interesse fordi jo lavere biomasse-produksjonen er, jo færre kråkeboller trengs for å beite den ned.

Hypoteser:

- 1) Rekrutteringsgrad og/eller produksjonen til bentosalger varierer med en faktor knyttet til grad av bølge-eksponering
- 2) Grenseverdien for tetthet av kråkebollebestander som forårsaker og opprettholder en nedbeitet situasjon varierer med graden av bølge-eksponering, og er lavest i beskyttede områder
- 3) Nedover mot dypet avtar produksjonen til tare på grunn av lysbegrensning, slik at grenseverdien for tetthet av kråkeboller som er tilstrekkelig for å beite ned taren minker med økende dyp

Undersøkelser:

Hypotesen om at rekrutteringsgrad og/eller produksjonen til bentosalger varierer med graden av bølge-eksponering kan testes i et område uten storskala påvirkning av kråkebollebeiting ved å fjerne bentosalgevegetasjon i begrensede områder og deretter registrere rekruttering og vekst av algene under gjenvekst. En slik undersøkelse må inkludere lokaliteter som dekker en gradient fra eksponerte til beskyttede områder.

Den andre hypotesen kan testes i et område hvor det blir gjennomført en storskala reduksjon av kråkebolle-bestanden samt å vedlikeholde de reduserte tetthetene. Ved å registrere om bentosalger kan reetablere seg når det er færre enn 5-10 kråkeboller pr. m² over en gradient fra eksponert til beskyttet område, er det mulig å beregne hva som er grenseverdien under ulike bølge-eksponerte forhold. Data for produksjon hos bentosalgevegetasjon samt fjerning av algebiomasse gjennom beiting kan inngå i en populasjonsdynamisk modell.

Den tredje hypotesen kan undersøkes ved å måle produksjon hos tare ved forskjellige dyp og i forskjellige vannkvaliteter, fra klart kystvann til uklart fjordvann. Dette er en komplettering av grenseverdi-undersøkelsene under hypotese 2 og vil kunne si noe om hvordan grenseverdiene varierer med dypet. Undersøkelsene må blant annet omfatte selvskygging av bentosalger etter hvert som algene vokser opp og tareskogen etableres.

Beiteaktivitet og næringsinnhold av bentosalger (tare)

Vadas viste i 1977 at det er en generell sammenheng mellom foretrukket mat og vekst og gonade-produksjon hos kråkeboller. De vokser raskest og har høyest gonadeproduksjon når de spiser den foretrukne maten, som er de algene som har høyest næringsinnhold. I en annen undersøkelse ble det vist at rød kråkebolle har spesielle matpreferanser. Drøbakkråkeboller ser ikke ut til å foretrekke voksen stortare i en del tilfelle. Det er mulig at nedbeitingen startet først i de indre beskyttede områdene fordi sukkertare representerer det beste mattilbudet der. Det kan imidlertid heller ikke utelukkes at polyfenolinnholdet i tare er mindre i beskyttede områder.

Store drøbakkråkeboller kan leve svært lenge på sultegrensen uten å dø. Overlevelse hos små kråkeboller kan imidlertid være avhengig av mattilbudet. Det kan også tenkes at kråkeboller vandrer til områder som byr på den foretrukne maten.

I oppstarten av nedbeitingen av tareskog ble det i Norge observert at kråkeboller beitet ned de store stortarene. Dette skjedde også på Island. Undersøkelsene i Trøndelag og Nordland på 1980- og 1990-tallet viste derimot at kråkebollene foretrakk å beite på de små stortarene og andre tarearter, og at de ikke beitet de store stortarene. Det er ikke kjent hvorfor kråkeboller viser slik ulik adferd under nedbeiting av tareskog, men én av mulighetene kan være ulikt innhold av polyfenoler i tarene.

Hypoteser:

- 1) Ulik sammensetning av bentosalgeflora i ytre/indre deler av kysten forårsaker at nedbeitingen fortrinnsvis starter i de indre delene
- 2) En lavere produksjon av polyfenoler hos bentosalger i de indre delene av kysten gjør at nedbeitingen fortrinnsvis starter der

Undersøkelser:

Den første hypotesen kan testes ved for eksempel å undersøke om overlevelsesgraden til kråkeboller av forskjellig størrelse avhenger av mattilbudet. Den andre hypotesen kan testes ved å måle produksjon og innhold av polyfenoler hos ulike tarearter i indre og ytre områder, samt gjennomføre beitingseksperimenter med kråkeboller på tare med forskjellig innhold av polyfenoler.

3.4 Systemøkologisk bentosforskning i Norge

I motsetning til forskningen i de frie vannmasser, har ikke norsk systemøkologisk bentosforskning vært gjennom en serie med store nasjonale forskningsprogrammer. Uavhengighet av toktsamarbeide på store fartøyer og relativt lite tverrfaglig samarbeid har bidratt til å gjøre forskningen til mer eller mindre individuelle tiltak. Riktig nok hadde Mare Nor, som foregikk i 1990-1994, en bentosdel, men den største delen av programmet var rettet mot de frie vannmasser. Bare fem av mer enn førti årsverk befattet seg med tareskog og kråkeboller.

Den lave prioriteringen av tareskogforskningen i Mare Nor understreker først og fremst at fagmiljøet på tareskog og kråkeboller utgjorde en liten del av totalmiljøet innenfor bentosforskning og – som vanlig etter hvert – at rekrutteringen til faget har vært liten. I dag er det først og fremst forskningsprogrammene ”Marine ressurser, miljø og forvaltning” og ”Biologisk mangfold” i Norges forskningsråd som forsøker å ivareta denne forskningen sammen med universitetene, høyskolene og instituttene selv. Noen intensivering har det imidlertid ikke vært.

Siden hypotesene omkring nedbeitingen av tareskogen er mange og vidtfavnende og forskningsmiljøet innenfor dette feltet er begrenset, er det viktig at fremtidig forskning er koordinert med hensyn på mål, innhold og metodikk. Forskningen må i tillegg være mer tverrfaglig enn tidligere. Dessuten må den være fokusert på noen få utvalgte lokaliteter som kan fungere som hverandres ”kontrollgruppe”. Derfor er det logisk å opprette et forskningsprogram som kan bringe relevant ekspertise sammen på noen få utvalgte lokaliteter hvor det gjøres grundige studier.

OPPSUMMERING

Relevante problemstillinger for forskning på årsakssammenhenger er knyttet til tre overordnede temaer: (i) de frittlevende (planktoniske) stadiene til kråkeboller, (ii) de bunnlevende stadiene og (iii) interaksjoner mellom kråkeboller og tare. Med årsakssammenhenger menes hvilke forhold som fører til og opprettholder en nedbeitet situasjon.

Kunnskapen om de frittlevende stadiene til drøbakkråkeboller er liten i Norge. Dette gjelder både produksjon og transport av larver langs kysten. Det er viktig å vite i hvilken grad rekruttering og overlevelse av egg og larver influerer på størrelsen av bestanden av drøbakkråkeboller.

Det er liten kunnskap om dødelighet hos store kråkeboller og om hvilke faktorer som virker populasjonsregulerende. Fysiologiske prosesser (f.eks. knyttet til respirasjon under ulike temperaturer) kan potensielt være viktige, men det finnes det omtrent ingen kunnskap om hvordan det variable temperatur-regimet langs kysten virker inn på vekst og dødelighet hos drøbakkråkeboller. Det er mulig at kråkebollers livslengde er avhengig av temperatur, og at de lever kortere i de sørligste og varmeste områdene.

Før nedbeitingen startet, kan predasjonstrykket på kråkeboller ha vært høyt nok til at kråkebolle-bestandene ble holdt i sjakk. Det er gjort noen, men ikke tilstrekkelige forsøk på å beregne predasjon på bunnlevende stadier til drøbakkråkeboller. Predasjonen på de minste stadiene kan være like viktig eller viktigere enn predasjon på store kråkeboller, men kunnskapen om hva predasjon på de minste stadiene av kråkeboller betyr for størrelsen av bestanden av store kråkeboller, er så godt som fraværende.

I norske farvann er de indre og mest beskyttede områdene mest nedbeitet og de ytre og mest eksponerte områdene minst nedbeitet. Årsakene til dette er ikke klarlagt. Ulik forekomst av tarearter og andre bentosalger, eventuelle forskjeller i innhold av antibeitestoff i tare, og ulike produksjonsrater til tare og andre bentosalger i indre og ytre områder er faktorer som kan være med på å bestemme graden av nedbeiting.

Den systemøkologiske bentosforskningens stilling er svak i Norge. Det er et klart behov for økt kunnskap og bemanning for å kunne tilføre samfunn og forvaltning den informasjonen om kystøkosystemene som er nødvendig for å gjennomføre en bærekraftig bruk av ressursene i kystnorge.

Bakgrunns litteratur til kapittel 3

- Anon. (2002). Ny teknologi gjør kråkebollen til husdyr. *Aquatic. Magasinet for oppdrettsnæringen* (3) 4: 16-17
- Bertram, D.F. & R.R. Strathmann (1998). Effects of maternal and larval nutrition on growth and form of planktotrophic larvae. *Ecology* 79: 315-327.

- Bonsdorff, E. & O. Vahl (1982). Food preference of the sea urchins *Echinus acutus* and *E. esculentus*. *Mar. Behav. Physiol.* 8: 243-248
- Christie, H. & J. Rueness (1998). Tareskog. S. 165-189 i *Kystøkologi* (red. Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. & G. Tufeland). Universitetsforlaget.
- de Jong-Westman M., Qian, P.-Y., March, B.E. & T.H. Carefoot (1995). Artificial diets in sea urchin culture: effects of dietary protein level and other additives on egg quality, larval morphometrics, and larval survival in the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Canadian Journal of Zoology* 73: 2080-2090.
- Falk-Petersen, I.-B. (1982). Ecological investigations on zooplankton community of Balsfjord, northern Norway. Planktonic eggs and larvae from March 1978 to February 1980. *Sarsia* 67: 69-78
- Falk-Petersen, I.-B. & S. Lønning (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
- Fredriksen, S., Sjøtun, K., Lein, T.E & J. Rueness (1995). Spore dispersal in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Sarsia* 80: 47-54
- Fricke, A.H. (1979). Kelp grazing of the common sea urchin *Parechinus angulosus* Leske in False Bay, Cape. *South Africa J. Zool.* 14: 143-148
- Hagen, N.T. & K.H. Mann (1992). Functional response of the predators American lobster *Homarus americanus* (Milne-Edwards) and Atlantic wolffish *Anarhichas lupus* (L.) to increasing numbers of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* (Muller). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 159: 89-112
- Hart, M.W. & R.E. Scheibling (1988). Heat waves, baby booms, and the destruction of kelp beds by sea urchins. *Marine Biology* 99: 167-176.
- Himmelman, J.H. (1975). Phytoplankton as a stimulus for spawning in three marine invertebrates. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 20: 199-214.
- Himmelman, J.H. (1977). Reproductive cycle of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Canadian Journal of Zoology* 56:1828-1836.
- Hjörleifsson, E., Kaasa, Ø. & K. Gunnarsson (1995). Grazing of kelp by sea urchin in Eyafjörður, North Iceland. Pp. 593-597 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. & H.P. Leinaas (eds). *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier Science B.V., Amsterdam
- Hunt, H.L. and R.E. Scheibling (1997). Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 155: 269-301.
- Johnston, C.S., Jones, R.G. & R.D. Hunt (1977). A seasonal carbon budget for a laminarian population in a scottish sea-loch. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 30: 527-545
- Jones, N.S. & J.M. Kain (1967). Subtidal algal colonization following the removal of *Echinus*. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 15: 460-466.
- Keats, D.W. & D.H. Steele (1984). Depth-dependent reproductive output of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F. Müller), in relation to the nature and availability of food. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 80: 77-91
- Meidel, R.S. & R.E. Scheibling (1998 a). Size and age structure of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* in different habitats. Pp. 227-246 in: Mooi, R. & M. Telford (eds) *Echinoderms*. San Francisco. Balkema, Rotterdam.
- Meidel, R.S. & R.E. Scheibling (1998 b). Annual reproductive cycle of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*, in different habitats in nova Scotia, Canada. *Mar. Biol.* 131: 461-478
- Meidel, R.S. & R.E. Scheibling (1999). Effects of food type and ration on reproductive maturation and growth of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Mar. Biol.* 134: 155-166
- Metaxas, A. & C.M. Young (1998 a). Behaviour of echinoid larvae around sharp haloclines: effects of the salinity gradient and dietary conditioning. *Marine Biology*, 131: 443-459.
- Metaxas, A. & C.M. Young (1998 b). Responses of echinoid larvae to food patches of different algal densities. *Marine Biology* 130: 433-445.
- Miller, B.A & R.E. Emllet (1997). Influence of nearshore hydrodynamics on larval abundance and settlement of sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus* in the Oregon ooweling zone. *Marine Ecology Progress Series* 148: 83-94.
- Miller, R.J. & K.H. Mann (1973). Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. III. Energy transformation by sea urchins. *Marine Biology* 18: 99-114
- Pearce, C.M. & R.E. Scheibling (1991). Effect of macroalgae, microbial films, and conspecifics on the induction of metamorphosis of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* (Müller). *Journal of Experimental Biology and Ecology* 147: 147-162.

- Pedrotti, M.L. & L. Fenaux (1992). Dispersal of echinoderm larvae in a geographical area marked by upwelling (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 86: 217-227.
- Pennington, J.T. (1985). The ecology of fertilization of echinoid eggs: the consequences of sperm dilution, adult aggregation, and synchronous spawning. *Biological Bulletin* 169: 417-430.
- Pennington, J. T. & R.B. Emlet (1986). Ontogenetic and diel vertical migration of a planktonic echinoid larvae, *Dendraster excentricus* (Eschscholtz): occurrence, causes, and probable consequences. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104: 69-95.
- Rowley, R.J. (1989). Settlement and recruitment of sea urchins (*Strongylocentrotus* spp.) in a sea urchin barren ground and a kelp bed: are populations regulated by settlement or post-settlement processes? *Marine Biology* 100: 485-494.
- Rowley, R.J. (1990). Newly settled sea urchins in a kelp bed and urchin barren ground: a comparison of growth and mortality. *Marine Ecology Progress Series* 62: 229-240.
- Russel, M.P. & R.W. Meredith (2000). Growth lines in echinoid ossicles are not reliable indicators of age: a test using *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Invertebrate Biology* 119: 410-420
- Scheibling, R.E. (1996). The role predation in regulating sea urchin populations in eastern Canada. *Oceanologica Acta* 19: 421-430
- Sivertsen, K. (1997 a). *Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast*. Dr. scient. Thesis, University of Tromsø
- Sivertsen, K. (1997 b). 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:
- Sivertsen, K. & C.C.E. Hopkins (1995). Demography of the echinoid *Strongylocentrotus droebachiensis* related to biotope in northern Norway. Pp. 593-597 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. & H.P. Leinaas (eds). *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Sjötun, K., Fredriksen, S. & J. Ruess (1998). Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in *Laminaria hyperborea* (Laminariaceae: Phaeophyta). *European Journal of Phycology* 33: 337-343.
- Sjötun, K., Fredriksen, S., Ruess, J. & T.E. Lein (1995). Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. Pp. 525-536 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. & H.P. Leinaas (eds). *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Strathmann, R. (1978). Length of pelagic period in echinoderms with feeding larvae from the Northeast Pacific. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 34: 23-27
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton (1991). Sea urchins, El Niños, and the long term stability of Southern California kelp forest communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77:49-63
- Tegner, M.J. & P.K. Dayton (2000). Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 579-589
- Toth, G.B. & H. Pavia (2002). Lack of phlorotannin induction in the kelp *Laminaria hyperborea* in response to grazing by two gastropod herbivores. *Marine Biology* 140: 403-409
- Vadas, R.L. (1977). Preferential feeding: an optimization strategy in sea urchins. *Ecological Monographs* 47: 337-371
- Van Alstyne, K.L., McCarthy III, J.J., Husted, C.L. & D.O. Duggins (1999). Geographic variation in polyphenolic levels of Northeastern Pacific kelps and rockweeds. *Marine Biology* 133: 371-379
- Van Alstyne, K.L., Whitman, S.L. & J.M. Ehlig (2001). Differences in herbivore preferences, phlorotannin production, and nutritional quality between juvenile and adult tissues from marine brown algae. *Marine Biology* 139: 201-210
- Wakili, S.M. (1988). Experimental studies on the bioenergetics of *Echinus esculentus* L. feeding on *Laminaria saccharina* (L.) Lamour. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen. 199 s +appendix
- Wing, S.R., Largier, J.L., Botsford, L.W. & J.F. Quinn (1995). Settlement and transport of benthic invertebrates in an intermittent upwelling region. *Limnology and Oceanography*, 40: 316-329.

4 Relevante problemstillinger for tiltaksorientert forskning

På grunn av manglende kunnskap og vanskelighetene med å dokumentere årsaken til at nedbeitingen startet for 25-30 år siden, er det ikke mulig å ta stilling til om hvorvidt variasjonene i kråkebollebestandene i Norge er naturlige eller om de på en eller annen måte henger sammen med menneskeskapte endringer. Til tross for disse uklarhetene er det grunn til å foreslå forskningsoppgaver som er tiltaksorienterte og har som mål å finne metoder for reetablering av tareskog. Selv om forskning på årsaks-sammenhenger på sikt kan gi resultater av verdi for fremtidige tiltak, kan forskning på mulige tiltak også legges opp nå på en slik måte at den kan sette fokus på hvilke årsaksammenhenger om er mest sannsynlige.

I Nord- og Midt-Norge oppleves nedbeitingen som et problem, som det går fram av avsnittene 1.2 og 1.3. Dersom tiltaksorientert forskning kan påvise metoder som kan bidra til å re-etablere tareskogen, kan resultatene være underlag for konkrete tiltak for gjenetablering av tareskogssystemet. Det må være en forutsetning at eventuelle tiltak ikke har uheldige følger av miljømessig og etisk karakter.

4.1 Bakgrunn

Erfaringer fra Norge og andre land har vist at tareskog/makroalgevegetasjon tar seg opp igjen etter at tettheten av kråkeboller er redusert til under et kritisk nivå. Selv etter mange år med fullstendig nedbeiting finnes det sporer og juvenile planter som er parat til å vokse opp bare de rette betingelsene er til stede.

Erfaringer fra ulike steder i verden viser at en reduksjon av kråkebollebestanden kan skje naturlig gjennom økning av predasjon (økt bestand av havoter) eller sykdoms- og parasitt-utbrudd, eller kunstig gjennom høsting, utestenging eller dreping av kråkeboller. Bortsett fra predasjon, er det med andre ord helt andre prosesser som har ført til gjenvekst enn de prosessene som i sin tid sannsynligvis forårsaket nedbeitingen. Det er å forvente at andre mekanismer enn de som holder kråkebollene i sjakk i en stabil tareskog må tre i kraft når en unormalt tett bestand av kråkeboller skal desimeres. Tiltaksorientert forskning må derfor konsentreres om å finne faktorer som reduserer stabiliteten til de kråkebolledominerte barbusnnsområdene og bringer tettheten under grenseverdien på 5-10 individer pr m^2 (avhengig av dyp m.m.). I tillegg må det finnes faktorer som opprettholder/stabiliserer algevegetasjonen etter at den har re-etablert seg, slik at ikke kråkebolle-bestander kan beite ned tareskogen igjen.

Gjenvekst av makroalger begynner med opportunistiske algearter. Flere steder har slik gjenvekst blitt beitet ned i løpet av et år, men der tettheten er redusert til under kritisk nivå på eksponerte lokaliteter, vil stortare etablere seg raskt i nærheten av eksisterende tareskog (observert langs trøndelagskysten). Det vil ta lengre tid der de nedbeitede arealene er store (fire år ved Vega), sannsynligvis fordi sporer fra tarer har begrenset evne til å spre seg over lang avstand.

Det foreslås å gjennomføre tiltaksrettede forsøk (tiltaksorientert forskning) i relativt liten, men tilstrekkelig stor nok skala til å teste effekten av ulike forsøk. Det blir bare foreslått ett konkret tiltak, som blir presentert og beskrevet i kap. 5.

4.2 Problemstillinger

Selv om tareskog etter hvert vokser til når tettheten av kråkeboller reduseres tilstrekkelig, er det ikke kjent hvordan hele tareskogssystemet (flora og fauna) gjenoppbygges trinn for trinn. Det er heller ikke kjent hva gjenoppbyggingen betyr for stabiliteten til et nyetablert tareskogssystem. Det er naturlig å anta at et nyetablert område med bentosalger vil være attraktivt som foringsområde for kråkebollepopulasjoner i nærheten, men erfaringer fra flere steder langs norskekysten viser at re-etablert tare heller medfører en ytterligere reduksjon i drøbakkråkebollepopulasjoner. Dette bekreftes gjennom at den re-etablerte tareskogen på trøndelagskysten ikke ser ut til å være påvirket av omliggende flekker med barbunnsområdene der tettheten av drøbakkråkeboller er stor. Tilsvarende er det funnet flekker med tarevegetasjon som har eksistert i over 10 år etter at drøbakkråkeboller døde ut midt inne i et stort barbunnsområde ved Vega.

Dette gir grunnlag for å reise spørsmål om hvilke faktorer/mekanismer som virker ugunstig for kråkeboller i tareskog. Den mest nærliggende forklaringen er at tareskogen danner et tilholdssted for en rekke vivelløse dyr og små fisk, og at den er et habitat hvor store fisk kan etablere seg. Hver for seg, eller i kombinasjon, kan disse dyrene kontrollere bestanden av kråkeboller gjennom konkurranse med kråkeboller eller predasjon på ulike livsstadier av kråkeboller. Dette gir en rekke hypoteser som kan testes.

1) Gjenvekst av tare vil medføre etablering av invertebrater som er konkurrenter eller predatorer på juvenile kråkeboller.

Makroalgevegetasjon, spesielt tareskog, gir ly til over 200 arter av potensielle fiender av kråkeboller. De kan opptre i tettheter på over 100 000 individer pr m². Noen av disse artene kan spise juvenile kråkeboller.

Denne hypotesen kan testes ved hjelp av en kombinasjon av felt- og akvarieeksperimenter. Bestanden av tare og andre makroalger kan økes ved utsåing eller etablering av individer på steder som er utilgjengelige for kråkeboller (oppheng, på kunstige strukturer på sandbunn). Dette gjør det mulig å studere etableringen av dyr inkludert kråkeboller. I tillegg kan interaksjoner studeres nærmere i akvarieeksperimenter. Ulike feltsituasjoner kan sammenliknes, og utvikling av kråkebollebestandene kan følges.

Liknende undersøkelser bør følges opp i områder der kråkebollene har blitt kunstig redusert, f. eks. ved høsting.

2) Re-etablering av tareskog og etablering av andre tredimensjonale habitater vil medføre etablering av små fisk som spiser juvenile og små kråkeboller.

Hypotesen kan testes ved hjelp av eksperimenter i felt og akvarier. Etableringen av små fisk kan studeres ved hjelp av de samme metodene som nevnt ovenfor, og i tillegg finnes det kunstige rev som er konstruert for å tiltrekke seg ulike typer og størrelser av fisk som kan nyttes ved hypotesetesting.

3) Etablering av større tredimensjonale habitater vil medføre etablering av større fisk som kan spise voksne kråkeboller.

Hypotesen kan testes med samme metodikk som forrige hypotese, men vil være kostnadskrevenne fordi den krever et større areal.

Etableringen av stor fisk i re-etablert tareskog eller kunstige strukturer kan fremskyndes gjennom å sette ut vill eller oppdrettet fisk. Steinbit er mest aktuell, både fordi den spiser kråkeboller og fordi den er relativt stasjonær.

4) Utsetting av predatorer vil redusere tetthet av kråkeboller slik at makroalgevegesjon etablerer seg.

Det foreslås å sette ut tette bestander av predatorer (krabbe, fisk) på et nedbeitet område for å studere om de kan redusere tettheten av kråkeboller til under det nivået som tillater re-etablering av tareskog. Undersøkelser for å teste denne hypotesen inkluderer ikke bruk av kunstige habitat som kunstige rev. Predatorene kan settes ut fritt eller i bur.

Det blir anbefalt å prioritere tiltakene 1, 2, og 3. Det er lite sannsynlig at tiltak 4 vil gi effektiv reduksjon av kråkeboller på stor skala.

OPPSUMMERING

Forskjellige prosesser er sannsynligvis virksomme under en nedbeitingssituasjon og under en gjenoppbyggingssituasjon av tareskog. For å få tilbake bentosalger og tare er det nødvendig at tettheten av kråkeboller reduseres. Etter at tarevegetasjonen har etablert seg, kan det imidlertid synes som om tilstedeværelsen av tare i seg selv bidrar til å stabilisere tareskogssamfunnet, muligens gjennom at dette skaper et habitat med mange predatorer på små og store kråkeboller. En del testbare hypoteser blir foreslått for å undersøke om etablering av tare og andre bentosalger fører til etablering av predatorer på ulike størrelsesgrupper av drøbakkråkeboller.

Bakgrunns litteratur til kapittel 4

- Bruno, J.F. & M.D. Bertness (2001). Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. Pp 201-220 in: Bertness, M.D., Gaines, S.D. & M.E. Hay (eds). *Marine Community ecology*. Sinauer Associates, Inc. Publishers
- Christie, H. (1995). Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. NINA Oppdragsmelding 368: 1-22.
- Christie, H., Leinaas, H.P. & A. Skadsheim (1995). Local pattern in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. Pp. 525-536 in: Skjoldal, H.R., Hopkins, C., Erikstad, K.E. & H.P. Leinaas (eds) *Ecology of fjords and coastal waters*. Elsevier. Amsterdam.
- Christie, H. & J. Rueness (1998). Tareskog. S. 165-189 i *Kystøkologi* (red. Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. & G. Tufteland). Universitetsforlaget.
- Christie, H., Fredriksen, S. & E. Rinde (1998). Regrowth of kelp and colonization of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia* 375/376: 49-58.
- Estes, J.A. & D.O. Duggins (1995). Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecology paradigm. *Ecol. Monogr.* 65:75-100

- Hagen, N.T. (1987). Sea urchin outbreaks and nematode epizootics in Vestfjord, northern Norway. *Sarsia* 72: 213-229
- Hagen, N.T. (1995). Recurrent destructive grazing of successional immature kelp forests by green sea urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 123: 95-106
- Hagen, N.T. & K.H. Mann (1992). Functional response of the predators American lobster *Homarus americanus* (Milne-Edwards) and Atlantic wolffish *Anarhichas lupus* (L.) to increasing numbers of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* (Muller). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 159: 89-112
- Hagen, N.T., Andersen, Å. & O.B. Stabell (2002). Alarm responses of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, induced by chemically labelled durophagous predators and simulated acts of predation. *Mar. Biol.* 140: 365-374
- Hernandez-Camora, G., Garcia, O., Robledo, D. & M. Foster (2000). Restoration techniques for *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyceae) populations at the southern limit of their distribution in Mexico. *Botanica Marine* 43:273-284
- Himmelman, J.H. (1986). Population biology of green sea urchins on rocky barrens. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 33: 295-306.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. & R.W. Warner (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638
- Jahren, P. (1998). Kunstige fiskerev. Rapport 01.10.98 til Norges forskningsråd. 56 pp.
- Jensen, A.C., Collins, K.J. & A.P.M. Lockwood (2000). Artificial reefs in European seas. Kluwer Academic Publishers. 508 pp.
- Johnson CR & K.H. Mann (1988). Diversity, patterns of adaptations, and stability of Nova Scotia kelp beds. *Ecol. Monogr.* 58: 129-154.
- Jones, N. S. & J.M. Kain (1967). Subtidal algal colonization following the removal of *Echinus*. *Helgol. wiss. Meeresunt.* 15: 460-466.
- Keats, D.W. (1991). Refugial *Laminaria* abundance and reduction in urchin grazing in communities in the North-West Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 71: 867-876.
- Keats, D.W., South, G.R. & D.H. Steele (1990). Effects of an experimental reduction in grazing by green sea urchins on a benthic macroalgal community in eastern Newfoundland. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 68: 181-193.
- Lawrence, J.M. (1975). On the relationship between marine plants and sea urchins. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 13: 213-286.
- Leinaas, H.P. & H. Christie (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.
- McNaught, D.C. (1999). The indirect effects of macroalgae and micropredation on postsettlement success of the green sea urchin in Maine. PhD dissertation, University of Maine, Orono.
- Miller, R.J. & A.G. Colodey (1983). Widespread mass mortalities of the green sea urchin in Nova Scotia, Canada. *Mar. Biol.* 84: 275-286.
- Pearse, J.S. & A.H. Hines (1979). Expansion of a California kelp forest following the mass mortality of sea urchins. *Marine Biology* 51: 83-91
- Steneck, R.S. & J.T. Carlton (2001). Human alterations of marine communities: Students beware. Pp. 445-468 in: Bertness, M.D., Gaines, S.D. & M.E. Hay (eds). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- Terawaki, T., Hasegawa, H., Arai, S. & M. Ohno (2001). Management-free techniques for restoration of *Eisenia* and *Ecklonia* beds along central Pacific coast of Japan. *J. Appl. Phycol* 13:13-17
- Vasquez, J.A. & R.H. McPeak (1998). A new tool for kelp restoration. *California Fish and Game* 84: 149-158

5 Forslag til konkrete tiltak

5.1 Fangst av kråkeboller

I USA er det vist at kommersiell fangst av kråkeboller kan gi gjenvekst av taresamfunn. I Norge har småskala forsøk vist at redusert tetthet av kråkeboller - på grunn av naturlig dødelighet eller høsting - fører til gjenvekst av tareskogen.

Med bakgrunn i dette fremstår fiske etter kråkeboller som et effektivt og gjennomførbart tiltak for å redusere bestandene av kråkeboller. Slik fangst vil kunne gå forut for utprøving av andre tiltak, som trolig krever lavere tettet av kråkeboller enn i dag for å lykkes (se forrige kapittel). En effektiv reduksjon av kråkebollebestanden i enkelte områder vil også kunne berede grunnen for forskning som kan belyse dynamikken i samspillet mellom kråkeboller og tareskog.

I Norge har ikke kråkeboller tradisjonelt vært betraktet som menneskeføde, og fangst av kråkeboller for eksport til Japan tok ikke til før på 1980-tallet. I Japan finnes det lange tradisjoner for å spise kråkeboller. "Rogna", som på japansk heter uni og egentlig er gonadene fra både hanner og hunner, er den eneste delen av kråkebollene som benyttes. Den er et høyt priset produkt på det japanske markedet. Påvirkning gjennom emigrasjon til USA og stigende interesse for det japanske kjøkken i vestlige land har etablert et voksende marked for uni i Nord-Amerika og Vest-Europa. I 1995 ble det på verdensbasis høstet omkring 110 000 tonn kråkeboller. De største fangstene ble ilandført i Chile (ca. 55 000 tonn), med USA og Japan på de neste plassene. I mange av landene hvor det drives kommersielt fiske av kråkeboller (Chile, Japan og USA) er det i dag bekymring for at bestandene skal kollapse på grunn av overfiske. I noen områder har fisket av kråkeboller vært meget innbringende. Data fra Sea Urchin Harvesters Association-California viser for eksempel at fisket av kråkeboller i perioden fra 1989-1995 var blant Californias mest innbringende fiskerier med en eksportverdi på 80 millioner USD pr. år. Totalverdien av Japans import av kråkebolleprodukter var i 1996 i overkant av 240 millioner USD (ca. 1,8 milliarder NOK).

I de områdene der det i dag foregår fiske på kråkeboller, er dykking den viktigste fangstmetoden. De få aktørene som allerede er i gang i Norge anvender også dykking. Denne metoden har klare fordeler ved at dykkerne kan være selektive når det gjelder størrelse på kråkebollene som fanges, og metoden griper lite inn i miljøet. På den annen side er dykking kompetansekrevende, og strenge sikkerhetskrav i kombinasjon med høye arbeidslønninger gjør metoden kostbar i Norge. Lønnsomheten er derfor avhengig av know-how som kan sikre den beste kvaliteten.

Andre metoder, som fangst med teine, skrape og sugepumpe er også forsøkt. Fangst med teiner kan utføres av de minste båtene i sjarkflåten. Det foregår for tiden forskning i flere norske forskningsmiljøer for å utvikle passive redskaper til fangst av kråkeboller, og forsøksfangst er prøvd i beskjeden skala. Bruk av passiv redskap som teiner med ulike typer agn er under utvikling. Til syvende og sist er det prisen (kvaliteten) markedet er villig til å betale som vil avgjøre hvilke metoder som blir levedyktige.

Et velregulert fiske av kråkeboller kan i Norge settes i gang omgående med den ene hensikt å gjenreise tareskogen, men det har også potensiale til å bli en næring av betydning langs kysten. Fiske av kråkeboller slår derfor "to fluer i en smekk".

Det er ikke kjent med sikkerhet hvor stor den høstbare bestanden av kråkeboller er i Norge, men beregninger basert på studier av flere lokaliteter langs kysten antyder rundt 50 tusen tonn. En bestand av denne størrelsen vil sannsynligvis

fort la seg overfiske straks det er opparbeidet et stort internasjonalt marked for norske kråkeboller.

Det eksisterer heller ikke noen god oversikt over kvaliteten på de norske kråkebollene, for eksempel med hensyn til innhold av gonader og forekomst av parasitter. Det er derfor vanskelig å anslå hvor stort det kommersielle potensialet for et norsk fiske av kråkeboller er. Ut fra eksisterende kunnskap kan man likevel gjøre noen betraktninger og anbefalinger om fangst.

De største forekomstene av drøbakkråkebolle befinner seg hovedsakelig fra Nord-Møre og nordover, men de lokale bestandene er blitt redusert på Nord-Møre og i Trøndelag de siste ti årene. Drøbakkråkeboller gyter om våren og har generelt høyest gonadeinnhold fra oktober til februar. De største kråkebollene, som lever i områder som ikke er helt nedbeitet, har høyest gonadeinnhold (15-20 % av levende vekt). Kråkeboller fra nedbeitede områder er små og har små gonader. De må fores opp før salg. Kråkeboller som er infisert av nematoder er ikke salgbare. Denne parasitten finnes fra Nord-Trøndelag til Vest-Finnmark, og infeksjonsgraden kan variere lokalt. De høyeste infeksjonsratene hos individer (rundt 50 % i snitt) er funnet i Bodø-området.

OPPSUMMERING

En reduksjon av tettheten til drøbakkråkeboller er en nødvendig forutsetning for å få tilbake bentosalger og tarevegetasjon. Fangst på kråkeboller foreslås derfor som et konkret tiltak som kan bidra til å redusere kråkebollebestandene i Nord-Norge. En kontrollert reduksjon i kråkebolletetthet i utvalgte områder gjennom fangst kan også utnyttes i forskningssammenheng, gjennom å bruke disse områdene til studier av gjenvekst hos tare.

Fangst av kråkeboller har to positive effekter. Den kan føre til stedvis gjenetablering av tareskog, og den bli en lønnsom næringsvei langs kysten av Nord-Norge. Beregninger av den samlede mengden drøbakkråkeboller er på omkring 50 tusen tonn. Imidlertid er markedsverdien avhengig av kvaliteten, og siden lite er kjent om gonadeinnholdet og forekomster av parasitter, er det vanskelig å anslå hvor stort potensialet for norsk fangst av drøbakkråkeboller er.

Bakgrunns litteratur til kapittel 5

- Christie, H., Leinaas, H.P., & A. Skadsheim (1995). Local patterns in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. Elsevier Science B.V., P.O. Box 211 Amsterdam 1000 AE Netherlands
- Hagen, N.T. (1987). Sea urchin outbreaks nematode epizootics in Vestfjorden, northern Norway. *Sarsia* 72:213-229
- Keesing, J.K. & K.C. Hall (1998). Review of harvest and status of world sea urchin fisheries points to opportunities for aquaculture. *J. Shellfish Res.* 17:1597-1604

- Leinaas, H.P. & H. Christie (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
- McNaught, D.C., Steneck, R. & S.R.M. Zimsen (1995). Cascading effects of size-selective predation by urchin harvesters: Is it the size or the number that really counts?
- Sivertsen, K. (1997). *Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast*. Dr. scient. Thesis, University of Tromsø
- Steneck, R.S. & J.T. Carlton (2001). Human alterations of marine communities: Students beware. Pp. 445-468 in: Bertness, M.D., Gaines, S.D. & M.E. Hay (eds). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Inc. Publishers.

Appendiks 1

Oppsummering av biologi og økologi til *Laminaria hyperborea*

Innledning - beskrivelse av sublittoralen

Sublittoralen kan best defineres som den delen av hardbunnen som er bevokst av alger. Denne sonen strekker seg ned til 30 til 40 m dyp, avhengig hvor i landet vi befinner oss. Nedre grense for algenes voksested bestemmes av lystilgangen. Grovt sett kan man si at de algene som vokser dypest mottar ca 0,001% av overflatelystet integrert over tid. Dette er skorpeformete alger som er tilpasset til et liv i lite lys. Opprette alger finnes ned til ca 1% lysdyp. Den sublittorale hardbunnen langs vår kyst domineres av stortare (*Laminaria hyperborea*). Denne tarearten danner en undersjøisk skog med plantetettheter på rundt regnet 10 individer pr. m². Vektmessig sett utgjør stortaren ca 80% av den sublittorale algebiomassen. Stortareplantene kan bli opptil 3-4 høye og danner dermed et tredimensjonalt habitat som er rikt på andre alger og dyr. Nedre grense for stortareskogen er ved ca 5% lysdyp, noe som tilsvarer ca 20 m, under dette dypet er det bare spredte individer igjen. Artens geografiske utbredelse er begrenset til den østlige delen av Nord-Atlanteren og finnes fra Portugal i sør til kysten nær Murmansk i Russland i nord. Stortaren vokser langs hele norskekysten, på vestkysten av Sverige og i Kattegat.

Stortaren har en flerårig stipes, mens lamina skiftes hvert år. Dette gjør at man til tider kan se planter som bærer to lamina, noe som forklares ved at det nye lamina skyver det gamle foran seg til sistnevnte faller av. Stortaren er festet til bunnen med kraftige hapterer. Dette er et forgrenet organ som har som sin eneste oppgave å holde planten fast til underlaget. Hapteren er også gjemmested for mange dyr (se senere).

Stortaren finnes både i eksponerte og i noe beskyttede områder, men de størst tettheter finnes på eksponerte lokaliteter. På meget eksponerte steder erstattes stortaren av butare (*Alaria esculenta*) i de øverste 4 - 5 meterene av sublittoralen.

Bølgeeksponering er sannsynligvis den faktoren som influerer sterkest på morfologien til stortare. På bølgeeksponerte strender finnes den vanlige formen med et oppfliket og tykt lamina og en lang fleksibel stipes, mens det på mer beskyttede områder finnes en form med et tynt blad uten fliker og med en kort og sprø stipes (*L. hyperborea* forma *cucullata*).

Geografiske forskjeller

Stipeslengde

Stortaren finnes langs hele vår kyststrekning. Man har imidlertid lenge vært klar over at det finnes geografiske forskjeller i stortarens størrelse langs kysten. Området rundt Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene har vært regnet for å være stortarens optimumsområde, mens stortaren i Skagerrak har vært redusert til en mindre form. Også undersøkelser fra Sverige og Danmark viser at stortaren i Kattegat er mye mindre i forhold til hva man finner langs vestkysten

av Norge. Grundige undersøkelser av stortaren i løpet av 1980 og 1990 årene langs hele vår kyst har kunnet dokumentere disse geografiske forskjellene.

Om man først ser på stipeslengden er det minst planter i Oslofjordområdet, lengden øker vestover og et maksimumsestimert finnes ved Smøla i Møre og Romsdal. Stipeslengden vil også være påvirket av lokale forhold slik at de ekstreme forskjeller man finner vil jevnes ut noe med et større undersøkt materiale. Det tenkes her særlig på de lange plantene fra Smølaområdet - nyere undersøkelser av tareskog fra Harøyområdet (Nordøyane) nord for Ålesund bekrefter dette. Nordvestlandet har de største plantene langs vår kyst, mens det er en klar reduksjon i stipeslengden innover i Skagerrak (Figur 3).

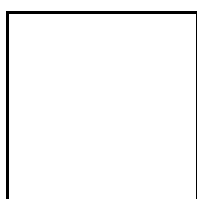


Fig. 3. Stipeslengde av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Standardfeil er vist.

Stipeslengden hos stortare i indre Skagerrak er lav sammenlignet med hva som er funnet lenger vest. I indre deler av Skagerrak er det funnet planter med en maksimal stipeslengde på under 25 cm.

Man skal imidlertid være oppmerksom på at det finnes enkeltstående populasjoner av stortare ved svenskegrensen (Torbjørnskjær/Heia området) som har stipeslengder opp mot det man finner lenger vest. Dette nevnes igjen for å illustrere at det finnes store lokale forskjeller som etter all sannsynlighet skyldes lokale hydrografiske forhold.

Man har så langt ikke vært i stand til komme opp med en god forklaring på hvorfor denne reduksjonen i stipeslengde finner sted i Skagerrak. Teorier om at plantene må vokse dypere p.g.a. perioder med redusert saltholdighet i overflaten samt høy overflate-temperatur om sommeren og lav overflatetemperatur om vinteren, og dermed mottar i gjennomsnitt mindre lys kan være riktige. Også hypotesen om at størrelsesreduksjonen skyldes redusert vannbevegelse sammenlignet med vestlandet kan ha noe i seg.

Laminalengde

Ser en på lengden av lamina finnes ikke de samme geografiske variasjonene som i stipeslengde. Lengden av lamina er mer eller mindre uavhengig av stipeslengden. Dette går frem av figur 4. Selv om det er signifikante forskjeller kan dette forklare ved at prøvene er tatt på noe forskjellig tid på året. Siden stortare skifter lamina om våren vil prøver tatt på på denne tiden kunne underestimere maksimalstørrelsen siden lamina ikke er fullt utvokst ennå. Det samme kan være tilfelle med planter tatt om høsten, da vil lamina kunne være avsluttet og dermed ikke lenger representere maksimal størrelsen for planter i et område.

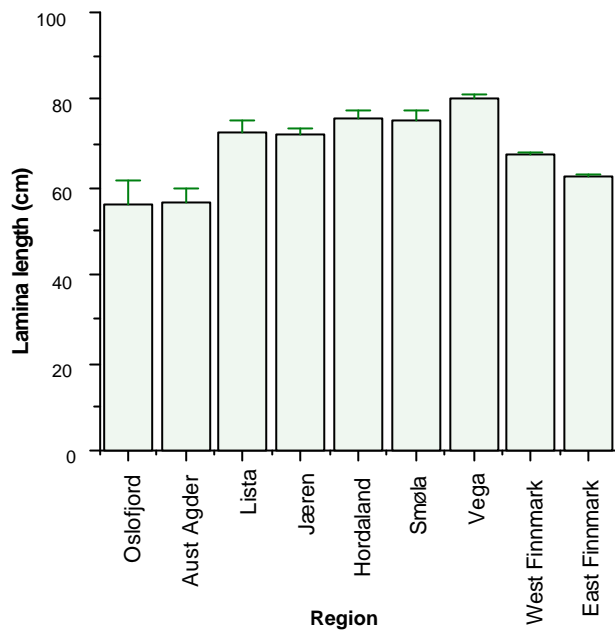


Fig. 4. Laminalengde av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Standardfeil er vist.

Biomasse

Siden laminalengden ikke varierer så mye langs kysten er det stipes størrelsen som utgjør det største bidraget til de biomasseforskjeller man finner langs vår kyst. Ser man på områder i Ytre Oslofjord finnes det her maksimalt 2 -3 kg tarebiomasse pr. m² (Figur 5).

Om man beveger seg vestover øker dette tallet til mellom 10 og 15 kg m², med en topp ved Smøla på ca 25 kg m². Videre nordover avtar biomassen pr. arealenhet nordover til mellom 5 og 10 kg m² i Øst Finnmark (Figur 5).

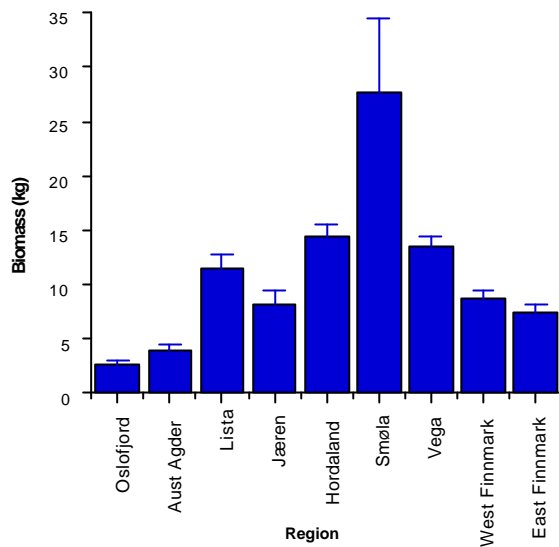


Fig. 5. Biomasse (kg m^{-2}) av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Undersøkelsene er begrenset til dyp mellom 3 og 10 m. Standardfeil er vist.

Endringer med dyp

Ser man på tareskogens utbredelse vertikalt sett er det endringer også her. Som nevnt i innledningen er nedre grense for tareskog ved ca 5% lysdyp. Under dette dypet finnes bare spredte individer. Men om tareskogen er sammenhengende er det to ting som slår en når man går dypere. For det første blir plantene mindre, både stipes og lamina avtar i størrelse med økende dyp. For det andre blir det færre planter pr. arealenhhet. Begge disse faktorene slår selvsagt kraftig ut på de biomasse mål som er presentert ovenfor. Et eksempel på hvordan både antall planter og plantenes størrelse er vist fra en undersøkelse foretatt på Vega i tidsrommet 1990 til 1995.

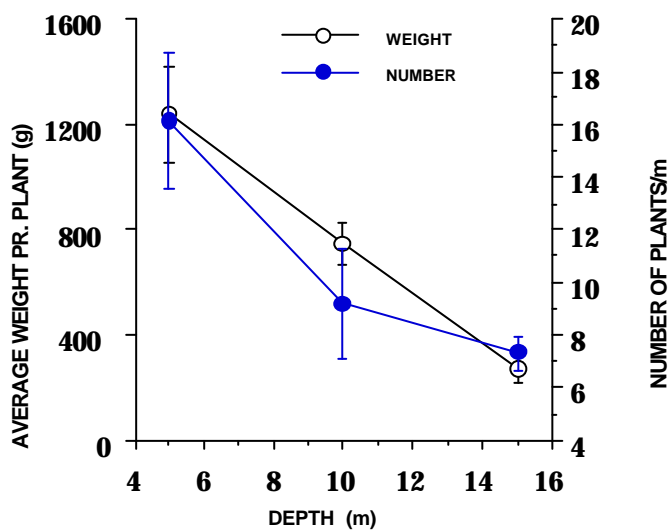


Fig. 6. Figur som viser variasjonen i antall stortareplanter pr. m² og plantenes størrelse i forskjellige dyp. Standardfeil er vist.

Stortarens maksimale alder er funnet til være i overkant av 20 år. Slike gamle planter er funnet ved Smøla. Disse plantene hadde gjerne stipeslengder på godt over 2 meter. I Finnmark er det også funnet gamle planter på over 20 år. Disse plantene hadde ikke stipeslengder på mer enn ca 1 meter, noe som tyder på at disse plantene vokser mye langsommere enn plantene fra området

Tareskogen som habitat

Stortareskogene danner et av de rikeste områdene langs vår kyst. Dette tredimensjonale habitatet er et voksested, skjulested og spiskammer for et utall forskjellige organismer.

Tareskogen kan deles inn i 5 delhabitater som alle har forskjellige organismer som dominerer:

- I vannvolumet over tareskogen er det hovedsakelig fisk og fiskeyngel som holder til. Disse bruker tarebladene som et skjulested når farer truer. Her finnes arter som torsk, sei, og lyr.
- I vannvolumet mellom tareplantene finnes det leppefisk, torsk og sei. I dette vannvolumet er det også mye krepsdyr som svømmer. Disse krepsdyrene er mat for fisken i tareskogen
- Stortarens stipes er ofte helt overvokst av epifytter. Ved en grundig undersøkelse er det ikke uvanlig å finne 35 - 40 forskjellige algearter på en stortarestipes. Knyttet til denne epifyttfloraen finnes mange svømmende krepsdyr. Ofte er det snakk om flere tusen individer knyttet til en enkelt tareplante. Grupper som dominerer er amphipoder (tanglopper) og isopoder (tanglus).
- I stortarens hapterer finnes det mange små hulrom som utnyttes til fulle av forskjellige dyr. Dominerende grupper her er mangebørstemark, muslinger, amphipoder og isopoder. Hapterene er også et yndet skjulested for små taskekrabber og trollhummere.
- På bunnen mellom tareplantene finnes det mange andre alger, både skorpeformete og oppreiste. Mange av disse algene er juvenile individer av stortare. Her finnes også snegl, sjøstjerner sjøanemoner og andre dyr.

Appendiks 2

Oppsummering av biologi og økologi til *Strongylocentrotus droebachiensis*

Utbredelse av drøbakkråkeboller

Strongylocentrotus droebachiensis) er utbredt fra Den engelske kanal til Svalbard og ved Island. Den finnes også på vestsiden av Atlanterhavet fra Main, USA og på kysten av Canada. I det nordlige Stillehavet på kysten finnes den på kysten av Canada og Alaska. Arten er blitt kjent fordi den har beitet ned store deler av tareskogene i Norge, Island, Vestkysten av Atlanteren fra Maine i USA og nordover og i Alaska. Arten har fått sitt navn etter byen Drøbak hvor den først ble beskrevet av O. F. Müller i 1776.

Drøbakkråkebollen finnes på hard bunn fra lavvannsgrensen og vanligvis ned til 20-50 meter, men er funnet helt ned til 1200 meter dyp. Tare utgjør den viktigste føden, men den kan også spise andre algearter og f. eks død fisk. Drøbakkråkebolle er vanlig i fjorder under sprang-sjiktet.

Langs norskekysten har drøbakkråkebolle beitet ned store deler av tareskogene fra Nord-Møre og nordover. I Troms er det beregnet at tare i ca halvparten av det totale tareskogsområdet er beitet ned. Nedbeitingen har størst omfang i midtre og indre kyststrøk; i beskyttede og moderat bølge-eksponerte områder. Blir bølge-eksponeringen for sterk, finner vi ikke drøbakkråkebolle på de grunneste områdene, men i dypere områder. Tettheten er høyest på 0-8 m dyp og her finnes også de største individene. Tettheten i nedbeitede områder ligger i snitt på rundt 35-40 individer pr. m², men tettheter på over 200 individer pr. m² er observert. Det gjennomsnittlige tettheten og størrelsen til drøbakkråkeboller avtar med økende dyp. I nedbeitede områder finner man sjelden kråkebollelyngel, og denne finnes til vanlig på nærliggende substrat som består av grus, døde skjell eller rugl.

Undersøkelser fra Bodø og Tromsø/Karlsøy viser at enkeltindivid av drøbakkråkebolle kan bli over 15 år gamle. En dødeligheten på ca 40 % per år ($z = ca 0,5$) er beregnet både i tareskog og nedbeitede områder. Individuell vekst er høyest i tareskog hvor de har tilstrekkelig med mat, og i nedbeitede områder er sannsynligvis mat er en begrensende faktor for vekst. Drøbakkråkeboller som har en gjennomsnittsstørrelse på 4,5 cm er funnet å være ca 7 år gamle i tareskog og 8-9 år gamle i nedbeitede områder. Laboratorieundersøkelser fra Tromsø viser at drøbakkråkebollene har best gonadevekst ved 10-12°C om sommeren og ved 8 °C om vinteren. I nedbeitede områder avtar den gjennomsnittlige størrelsen av kråkebollene fra Nord-Møre til Finnmark. I tareskog blir de kjønnsmodne første gang når de er 27-34 mm i diameter og de fleste er da fire år. I nedbeitede områder blir de kjønnsmodne første gang når de er 28-37 mm i diameter og de fleste er da fem år. Høyest gonadeinnhold har de fra oktober til februar, og de gyter i mars. Befruktningen skjer i vannmassene. Det planktoniske stadiet varer vanligvis fra en til to måneder, men kan også vare lengre. Kråkebollelarvene bunnslår og metamorfoserer på substrat som f. eks kalkalger. Det første året vokser de ca 1 cm i diameter.

Den røde vanlig kråkebollen (*Echinus esculentus*) lever ofte sammen med drøbakkråkebollen, men mangler oftest helt i nedbeitede områder. En nær slektning til drøbakkråkebolle, *S. pallidus*, finnes også blant drøbakkråkebollene. Drøbakkråkebollen kan bli infisert av en artsspesifikk nematode, *Echinomermella matsi*. Denne nematoden er funnet i området fra Nord-Trøndelag til Vest-Finnmark. Høyest prevalens er funnet i Bodø-området, og her er

tettheten av drøbakkråkeboller ca halvparten av tettheten i områder lengre nord. Høyest prevalens ble funnet i aldersgruppen 2-7 år gamle kråkeboller. Nematodene fører til at gonadene i gjennomsnitt blir redusert til ca en fjerdedel av hva man finner i uinfiserte individer.

Det fanges drøbakkråkeboller i USA og Canada for å utnytte gonadene. Fangsting har pågått siden 1980-tallet i Norge, men foreløpig i beskjeden målestokk.