

Perspektivstudie av kråkeboller

fra problem til ressurs.

-Analyse av ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller og
vurdering av økologiske perspektiver knyttet til høstingen



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Perspektivstudie av kråkeboller – fra problem til ressurs. -Analyse av ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller og vurdering av økologiske perspektiver knyttet til høstingen	Løpenr. (for bestilling) 6001-2010	Dato 17.06.2010
	Prosjektnr. Undernr. 29378	Sider Pris 19
Forfatter(e) Hege Gundersen Hartvig Christie Eli Rinde	Fagområde Kystøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Nord-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fiskeri- og havbruksnæringens servicekontor	Oppdragsreferanse Frank Jakobsen
---	---

Sammenheng

NIVA har utarbeidet modeller over fordeling av tare og høstbare forekomster av kråkeboller i våre tre nordligste fylker. Det er anslått at bunnarealer i størrelsesorden 3 500 km² er nedbeitet og at det er ca. 80 milliarder kråkeboller i dette området. Det foreslås en høstestrategi for kommersiell utnyttelse av kråkeboller som går ut på å høste i grensesonen ut mot tareskog der kråkebollene forventes å ha best kondisjon. Det er også anbefalt en høstestrategi som vil føre til gradvis gjenvekst av tareskog, noe som vil gi miljømessig gevinst ved økt biologisk produksjon og mangfold på kysten samt at ny tareskog binder opp CO₂.

Fire norske emneord 1. Kråkeboller 2. Nedbeiting 3. Næringsutvikling 4. Miljøtiltak	Fire engelske emneord 1. Sea urchins 2. Grazing 3. Industrial and commercial deveelopment 4. Environmental measure
---	--



Mats Walday
Forskningsleder

Hartvig Christie
Prosjektleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

ISBN 978-82-577-5736-6

Perspektivstudie av kråkeboller – fra problem til ressurs

Analyse av ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller
og vurdering av økologiske perspektiver knyttet til
høstingen

Forord

Denne undersøkelsen er utført av NIVA på oppdrag fra Fiskeri- og havbruksnærings servicekontor, FHS, på vegne av Fiskeri- og havbruksnærings forskningsfond, FHF. Kontaktperson for FHS har vært Frank Jakobsen, og vi takker for samarbeid og god kontakt under etablering og forberedelser til og avslutning av oppdraget. Vi vil også takke Trine Dale på NIVA for etablering av kontakt med Frank Jakobsen og FHS.

Denne rapporten er en skrivebordstudie basert på eksisterende kunnskap fra feltundersøkelser og erfaring med modellering av tareskog og nedbeitet tareskog. NIVAs gruppe på hardbunn og tareskog har lang erfaring og har publisert et stort antall arbeider om tareskog og kråkeboller, og vi har flere kolleger som vi har dratt nytte av til våre vurderinger og fastsettelse av kriterier for modeller og beregninger.

I denne studien har Hege Gundersen og Eli Rinde hatt hovedansvar for modellering og statistiske analyser, mens Hartvig Christie har hatt ansvar for vurderinger knyttet til betydning av gjenvekst for CO₂-binding og økologiske effekter i form av økende mangfold og kystnære, marine ressurser.

Oslo, 15.06.2010

Hartvig C. Christie

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
1.1 Tareskog og nedbeiting	7
1.2 Modellering som verktøy	7
1.3 Kråkeboller som ressurs	8
1.4 Kråkeboller som problem	8
1.5 Hensikten med undersøkelsen	8
2. Metoder	9
2.1 Geografisk område	9
2.2 Datamateriale	10
2.2.1 Kråkebolldata	10
2.2.2 Feltmetoder	10
2.2.3 Kartmateriale	10
2.3 Statistisk modellering av antall kråkeboller	12
2.4 GIS-analyser	12
2.4.1 Identifisering av områder med tareskog og kråkeboller	12
2.4.2 Beregning av kråkebolletettheter	12
2.4.3 Høstingsområder for kråkebolle	12
2.5 Utarbeidelse av CO ₂ -regnskap for gjenvekst av tareskog	13
2.6 Betydning av gjenvekst av tareskog for arts mangfold i kystsonen	13
2.7 Betydning av gjenvekst av tareskog for kystnære marine ressurser	14
3. Resultater	15
3.1 Statistisk modellering av antall kråkeboller	15
3.1.1 Dybde og breddegrad	15
3.1.2 Utbredelse før og nå	17
3.2 Ressursgrunnlagskart	17
3.2.1 Identifisering av områder med tareskog og kråkeboller	17
3.2.2 Beregning av kråkebolletettheter	19
3.2.3 Høstingsområder for kråkebolle	20
3.3 CO ₂ regnskap for gjenvekst	21
3.4 Betydning av gjenvekst av tareskog for arts mangfold i kystsonen.	22
3.5 Betydning av gjenvekst av tareskog for kystnære marine ressurser.	23
4. Diskusjon	25
5. Referanser	28

Sammendrag

Denne rapporten analyserer ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller ved å lage geografiske modeller over nedbeitete områder kombinert med statistiske modeller på tetthetsfordeling av kråkeboller. Alle modeller er basert på data fra feltstudier. Samtidig gjøres en vurdering av miljømessige gevinster ved en tenkt høstestrategi der høstingen er så effektiv at tareskogen trinnvis gror tilbake. Den grønne kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*), som forekommer i store tettheter i våre tre nordligste fylker, regnes som et problem ved at den beiter ned tareskog. Kråkebollen kan også regnes som en ressurs, da den har gonader (rogn) som er høyt priset og ettertraktet bl.a. på japanske sushi-restauranter.

Vi har estimert et areal på over 3 500 km² som er nedbeitet og hvor det totalt er ca. 80 milliarder kråkeboller. Dette arealet er i ferd med å minke noe da kråkeboller dør ut og tareskog gror til i de sørligste kommunene i Nordland fylke. Av til sammen 88 kommuner i Nordland, Troms og Finnmark er 83 kommuner berørt av kråkebollebeiting. Det er høyest tetthet av kråkeboller i de øverste metrene og avtagende ned mot 20 m dyp. 20 m dyp er også satt som nedre grense for tare i modellene for de kråkebolle dominerte områdene av kysten. De nyeste innsamlete dataene viser en tendens til høyere tettheter av kråkeboller nordover, men variasjonene er store også lokalt. Langs kysten er det intakte tareskoger ytterst langs kysten, mens kråkebollenes beiting dominerer fra middels eksponerte områder og innover i beskyttede farvann. Det er utarbeidet digitalt kartmateriale som viser hvor man kan forvente å finne tare, kråkebolleområder, samt områder som er gunstige for høsting langs kysten av de tre nordligste fylkene.

Kråkebollene har best næringsforhold og er best egnet for høsting i grensesonen ut mot tareskog. Vi foreslår en høstestrategi som går ut på å høste de kråkebollene som lever ut mot tareskogen. Ved å høste effektivt og redusere kråkebolletettheten tilstrekkelig i denne grensesonen vil man få rask gjenvækst av tareskog, og man kan høste videre innover hvert år på kråkeboller som har hatt gode næringsforhold og samtidig få tareskogen til å gradvis reetablere seg. På den aktuelle kyststrekningen utgjør et 100 m-belte i denne grensesonen ca. 73 km². Hvis man høster effektivt hele dette beltet i alle tre fylker (noe som ikke er realistisk), vil man kunne høste i over 40 år før hele ressursen er oppbrukt. (Dette er basert på en gradvis reetablering av tareskog. Anslaget tar ikke høyde for at det kan skje en total kollaps av kråkebollepopulasjonen over større områder pga. sykdom, klimaendringer eller andre uforutsette hendelser.)

Gjengroing av tareskog vil medføre positive miljøgevinster til kysten. Tareskogen vil binde CO₂, og hvis hele det nedbeitete arealet langs kysten gror til med frodig tareskog, vil det binde ca. 14 mill. tonn CO₂ til en verdi av over 2 mrd. kr. Gjenvækst av tareskog vil øke mangfoldet av planter og dyr i kystsonen, og det vil forventes et rikere mangfold i alle de 83 berørte kommunene hvis man høster kråkeboller så effektivt at tareskog (enten stortare eller sukkertare) gror til. Tareskogene er blant klodens mest produktive systemer, og får man tilbake tareskog på alle de nedbeitete områdene vil man forvente en økning i produsert tarebiomasse på ca. 35 mill. tonn årlig. Dette vil skape næring til en mengde små dyr som igjen går inn i næringskjeder opp til høstbare ressurser som fisk og skalldyr. Det er presentert estimater for CO₂-regnskap og tareproduksjon for ulike scenarier av gjengroing av tareskog.

Denne rapporten beskriver mulighet for en vinn-vinn-situasjon ved å utvikle en langsiktig næring basert på strategisk høsting av kråkeboller, som samtidig vil gi en positiv gevinst på miljø og andre ressurser langs kysten av våre tre nordligste fylker gjennom gradvis reetablering av tareskog.

Summary

Title: Sea urchins – from problem to commercial resource. Estimates of sea urchins as a resources and an evaluation of ecological gains by sea urchin exploitation.

Year: 2010

Author: Hege Gundersen, Hartvig Christie, Eli Rinde

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5736-6

This report analyses sea urchins as an exploitable resource by combining geographical models of the distribution of grazed bottoms and statistical models of density distribution of sea urchins. The models are based on empirical data. The green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) has been seen as a problem by grazing large areas of kelp forests in the northernmost three counties in Norway, but may also be seen as a resource as the gonads are highly prized, particularly on the Japanese sushi restaurants.

Our estimates come up with a grazed area along the coast of North Norway on more than 3 500 km², and a standing stock of about 80 billion sea urchins. The grazed area is decreasing due to dieoff of sea urchins and restoration of kelp forest in the southernmost part of the grazed coastline. The highest densities of sea urchins are in the shallowest subtidal and with decreasing abundance down to about 20 m depth. There is a tendency of higher density of sea urchins with latitude, although field data indicate local variations. All along the coastline, intact kelp forests occur in the outermost exposed areas while the grazed areas are found in medium exposed coasts and inwards in fjord areas. We present the spatial distribution of kelp and sea urchins in all communities in North Norway in a table and as digital maps. The digital maps also present the areas expected to be the most suitable for sea urchin harvesting.

The sea urchins in the transition zone between grazed areas and the outer kelp forests are assumed to be the most suitable areas for harvesting due to favourable nutrient conditions compared with the inner and poor barren grounds. The suggested strategy is to harvest sea urchins in the transition zone, and by reducing sea urchin density to a low level promote a gradual recovery of the kelp from the outer areas towards the more sheltered areas. The transition zone will gradually move inwards, but still there will be areas available for exploitation in many decades.

Restoration of kelp forests will give considerable environmental benefits. If the grazed area is restored with kelp forests, this new kelp forest will bind 14 million tonnes of CO₂. Restoration of kelp forests will change the desert like barren grounds to highly productive and diverse ecosystems. The grazed area will be able to produce 35 million tonnes of kelp biomass annually if restored, and this biomass will contribute to high numbers of invertebrates and a rich diversity of food items to food chains up to shellfish, fish, sea birds and sea mammals. The report describes the possibilities for a commercial sea urchin exploitation that can benefit other coastal resources as well as environmental aspects such as increased biodiversity and CO₂ gain.

1. Innledning

1.1 Tareskog og nedbeiting

Rundt 1970 skjedde det en dramatisk endring i kystfarvannet fra Nord-Møre og nordover til og med Finnmark. Kråkeboller blomstret opp i store tettheter og beitet ned tareskog. Dette ble først rapportert av Sivertsen (1982). Det er den grønne kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) som hovedsakelig er funnet i store tettheter og som har medført nedbeiting av store arealer tareskog. Dette fenomenet er rapportert som et nærmest sammenhengende nedbeitet belte på indre og moderat bølgeeksponerte kyststrøk, mens tareskogene fortsatt har dominert på den ytterste og mest bølgeeksponerte delen av kysten. Nedbeitingen er studert i flere uavhengige undersøkelser og oppsummert av Sivertsen (1997a,b, 2006), Sakshaug m.fl. (2002) og Norderhaug & Christie (2009). Undersøkelsene har rapportert om varierende tettheter av kråkeboller, og selv om det flere steder er funnet tettheter på over 100 individer pr m², ser det ut til at tettheten på nedbeitete områder ofte ligger rundt 40 pr m² i de grunneste områdene og med avtagende tetthet mot dypere vann (Sivertsen & Wentzel-Larsen 1989). De fleste undersøkelsene er utført i tradisjonelle stortareområder langs kysten i ytre strøk eller i øy- og skjærgårdsområder. Det er mer sparsomt med undersøkelser lenger inn mot kysten og inne i fjordene, men det er observert kråkeboller og kråkebollebeiting innover i mange fjorder. I mer beskyttede kyststrøk avtar stortare (*Laminaria hyperborea*) og sukkertare (*Saccharina latissima*) overtar og kan danne tareskoger til langt inn i beskyttede fjorder. Kråkebollebeitingen berører dermed store deler av de indre partier av stortareskogene og hele området for sukkertareskogenes utbredelse.

Sivertsen (1982, 1997a,b) beskriver utbredelsen av den omfattende kråkebollenedbeitingen fra Nord-Møre/Sør-Trøndelag i sør til Finnmark i nord. Undersøkelser utført etter 1990 av Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har vist at den sørlige grensen for nedbeiting har forskjøvet seg gradvis nordover (Norderhaug & Christie 2009). Sivertsen (2006) og upubliserte registreringer fra NIVAs undersøkelser viser at det fortsatt er kråkebollenedbeiting på Trøndelagskysten, men dette er bare i begrensede lommer eller lokale forekomster, og den sørlige grensen for den mer massive nedbeitingen lå i 2007 omtrent ved Brønnøysund i Nordland. Senere undersøkelser har vist at enkelte tidligere nedbeitete områder har blitt gjengrodd med tare helt nord til polarsirkelen, mens det fortsatt er store nedbeitete områder i denne delen av Nordland. Det er derfor noe usikkerhet omkring fordeling av forekomster av tareskog og kråkeboller i sørlige deler av Nordland fylke. Årsaken til denne utviklingen er ikke dokumentert, men det er nærliggende å foreslå klimaendringer med en økning av sjøtemperatur som årsak til at kaldevannssarter som den grønne kråkebollen forskyver sin utbredelsesgrense mot nord. Det kan imidlertid ikke utelukkes at andre forhold spiller inn, blant annet har overfiske og klimatiske endringer ført til endringer i sammensetning av predatorer (torsk har gått tilbake, krabbe har gått fram) som kan bidra til å endre forekomsten av kråkeboller.

1.2 Modellering som verktøy

Siden Norges kystområder dekker store arealer og kystlinjen tilsvarer lengden to ganger rundt ekvator, er det vanskelig å gjøre målinger og undersøkelser som dekker alle deler av kysten. Imidlertid finnes det metoder og modellverktøy som kan beregne arealer og utbredelse basert på tilgjengelig digitale kartdata, miljødata og registreringer av tare og kråkeboller. Slike modeller for utbredelse av arter og naturtyper vil være forbundet med usikkerheter, og modellenes prediksjonsevne (kvaliteten til modellene) vil være avhengige av hvor gode data man har tilgjengelig. Imidlertid har ulike prosjekter med modellering av undervannshabitater kommet til at tareskog og nedbeitet tareskog er habitattyper som kan estimeres med stor grad av nøyaktighet (f.eks. Bekkby m.fl. 2009, Rinde m.fl. 2006).

1.3 Kråkeboller som ressurs

Den grønne kråkebollen utgjør en mulig ressurs da den er blant de kråkebolleartene som er spiselige (velsmakende rogn) og som er ettertraktet som mat i flere land, særlig i japansk sushi (Siikavuopio 2009). Den har vært høstet i andre land, mens bare noen få aktører har høstet på arten i Norge. Den totale fangsten av kråkeboller på verdensbasis har gått tilbake de siste årene på grunn av overbeskatning (Siikavuopio 2009). Et antatt stort ressursgrunnlag ved norskekysten og stor etterspørsel i markedet skaper et godt grunnlag for å utvikle en kråkebollenæring i Norge. Det er flere aktører som har prøvd seg i løpet av de siste tiår, men de fleste har ikke lyktes og det er kun få aktive aktører i Norge i dag. Det er imidlertid antatt at det vil være en god mulighet for en stabil og varig næring dersom flere aktører kan samarbeide om å skaffe gode og stabile leveranser til markedet. En forutsetning for en slik næring er at det er mulighet til langvarig utnyttelse av tilgjengelige ressurser. Det er tidligere utført kartlegging og vurdering av fangstbare ressurser av kråkeboller på enkelte områder langs Norskekysten (Sivertsen & Wentzel-Larsen 1989, Sivertsen 2002a,b). De nye modellverktøyene gjør det nå mulig å lage bedre estimater for hele kysten. Langvarig forekomst av høye tettheter av kråkeboller på nedbeitet bunn fører til en populasjon av små individer med lite gonadeinnhold. Men i overgangssonen mot eksisterende tareskog er kråkebollene store og har god kondisjon (Sivertsen 1997b, Christie & Rueness 1998) og vil være godt egnet for høsting. Utviklingen i den storskalige dødeligheten av kråkeboller på kysten av Midt-Norge (Norderhaug & Christie 2009) vil ha stor betydning for en framtidig kråkebollenæring, og må inkluderes i vurderingen av framtidige perspektiver for kråkeboller som ressurs.

1.4 Kråkeboller som problem

Selv om den grønne kråkebollen har store ressurspotensialer, er den i Norge i stor grad sett på som et problem fordi den har spist opp store arealer av rik og produktiv tareskog med påfølgende negative konsekvenser for biologisk mangfold og fiskeressurser langs kysten (Norderhaug & Christie 2009). Denne kråkebolledominerte nedbeitete undervannsrørkenen har vært et stabilt og langvarig (rundt 40 år) fenomen langs den nordlige delen av norskekysten. I sin rapport til det daværende Fiskeridepartementet anbefalte Sakshaug m.fl. (2002) at høsting kunne være et tiltak for å få tareskogen tilbake. Det å etablere en kråkebollenæring som kan høste effektivt og redusere tettheten av kråkeboller til et så lavt nivå at tareskogen kan reetablere seg vil kunne bli betraktet som et miljøforbedrende tiltak for norske kystområder. Etablering av en langsiktig næring som hele tiden utnytter kråkeboller i randsonen mellom stortareskog og nedbeitet område, vil være en optimal løsning for å endre kråkeboller fra et problem til en ressurs.

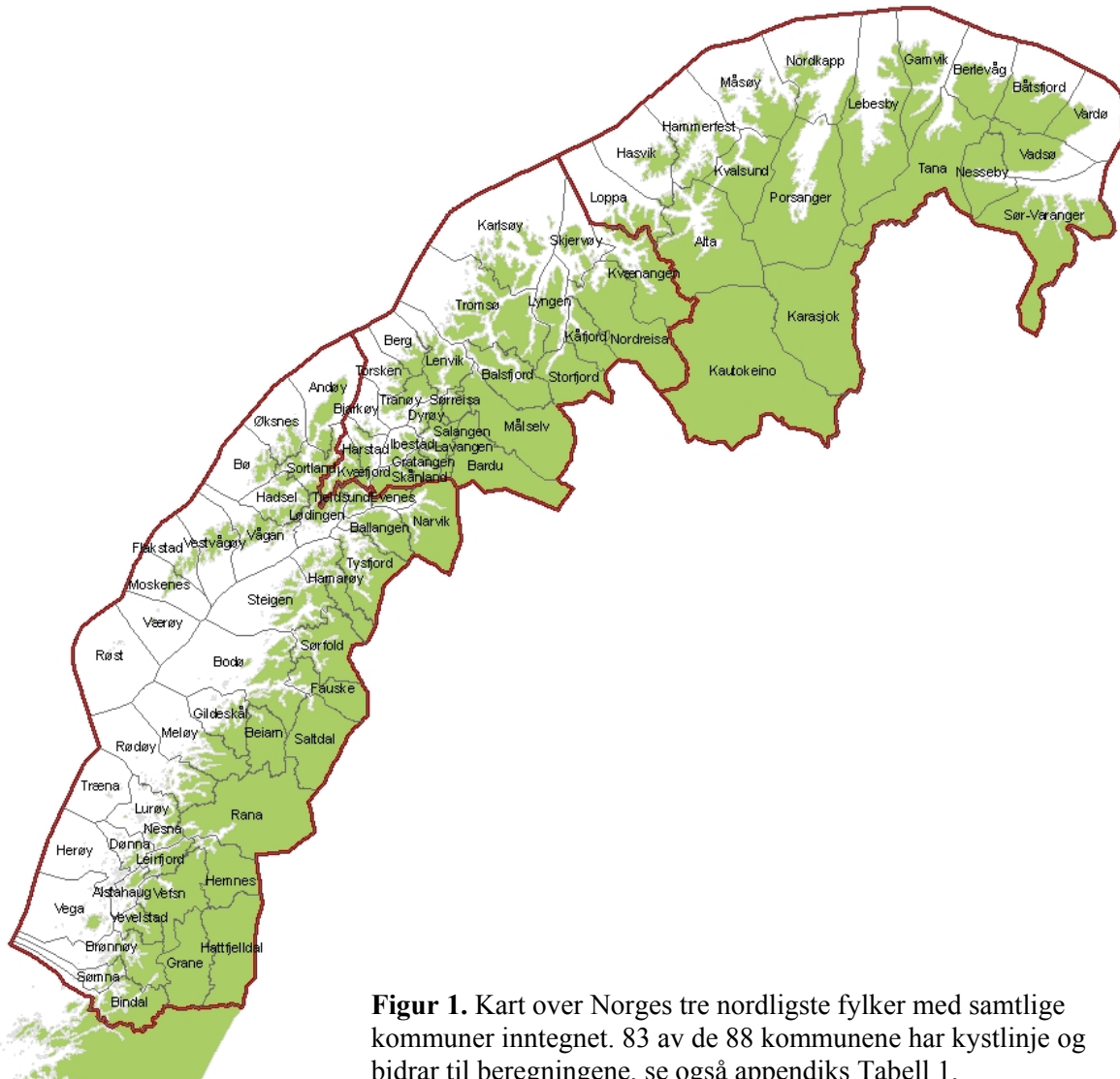
1.5 Hensikten med undersøkelsen

Denne studien skulle benytte eksisterende data og kunnskap til å beregne og presentere oversikter over ressursgrunnlaget for kråkeboller og en mulig høstestrategi basert på de nyeste opplysninger man har om forekomster og endringer i utbredelse. Vi skulle beregne reetablert tareskogbiomasse knyttet til effektiv fjerning av kråkeboller langs randsonen til stortareskog, og beregne den økologiske gevinsten av reetablert tareskog pga den destruktive høstingen av kråkebollene. Det var også ønsket å få fram hva reetableringen av tareskog vil bety i form av økt primær- og sekundærproduksjon i kystområdene, samt hvor mye CO₂ den reetablerte tareskogen potensielt vil kunne binde opp.

2. Metoder

2.1 Geografisk område

Som nevnt over har kråkebollenedbeitingen på 1970- og 1980-tallet omfattet fylkene Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Fra 1990-tallet og fram til i dag har den sørlige grensen for kråkebollenedbeiting langs kysten trukket seg gradvis nordover, og det er på bakgrunn av registreringer anslått en sørlig grense ved Brønnøysund sør i Nordland (Norderhaug & Christie 2009). Det kan imidlertid synes som om det ikke er noen enkelt definerbar grense, og at forekomstene av kråkebolle og gjenvekst av tareskog er noe flekkvis i de sørligste kommunene i Nordland. Vi har i denne undersøkelsen valgt å sette en sørlig grense ved Nordland fylke, noe som betyr at vi utfører beregningene beskrevet nedenfor for de tre nordligste fylkene (Figur 1). Disse fylkene har til sammen 88 kommuner hvorav 83 har kystlinje og inngår i våre beregninger. Vi vil imidlertid i diskusjonen ta høyde for at kråkebolleressursene i de sørlige deler av Nordland er reduserte, og også diskutere muligheten for at dette er en trend som gradvis kan bre seg nordover. Norderhaug & Christie (2009) beskriver forekomster av kråkebolle i fjorder helt sør til Oslofjorden, men dette er lokale forekomster som man også finner noen steder på Trøndelagskysten (se ovenfor) og vil være såpass spredt og av så begrenset omfang at de sannsynligvis vil være mindre interessante som høstbare ressurser.



Figur 1. Kart over Norges tre nordligste fylker med samtlige kommuner inntegnet. 83 av de 88 kommunene har kystlinje og bidrar til beregningene, se også appendiks Tabell 1.

2.2 Datamateriale

2.2.1 Kråkebolldata

Vi hadde tilgjengelig datamateriale (kvantitative registreringer av grønn kråkebolle) tilbake til 1981 og frem til 2009. Datasettene er samlet inn fra 6 ulike studier (Tabell 1) og varierer både i tid og geografisk utbredelse. De færreste er samlet inn med tanke på en storskala undersøkelse, men det samlede materialet har likevel en brukbar romlig og tidsmessig fordeling (Figur 2). Totalt er seks fylker og 28 kommuner representert. Vi valgte å inkludere data fra Møre og Romsdal (n=1), Sør-Trøndelag (n=62) og Nord-Trøndelag (n=68) i den statistiske analysen av kråkebolletetthet selv om vi ikke predikerer kråkebolletettheter for disse fylkene. Dette er gjort for å inkludere så mye som mulig av det tilgjengelige materialet. Vi har tatt høyde for dette i den statistiske modellen ved å inkludere breddegrad som en forklaringsvariabel.

2.2.2 Feltmetoder

Det er brukt rutetellinger på ulike dyp ved hjelp av dykking på nedbeitede områder for å estimere tetthet av kråkeboller. Det er også noe materiale på størrelsesfordeling og vurdering av kondisjon (gonadeindeks). Se de øvrige publikasjonene (Tabell 1) for flere detaljer rundt datainnsamlingen. NIVA har også utført mange hundre registreringer med nedsenkbart kamera for å få bakgrunnsdata til kartmodellene over fordeling av tare og kråkeboller.

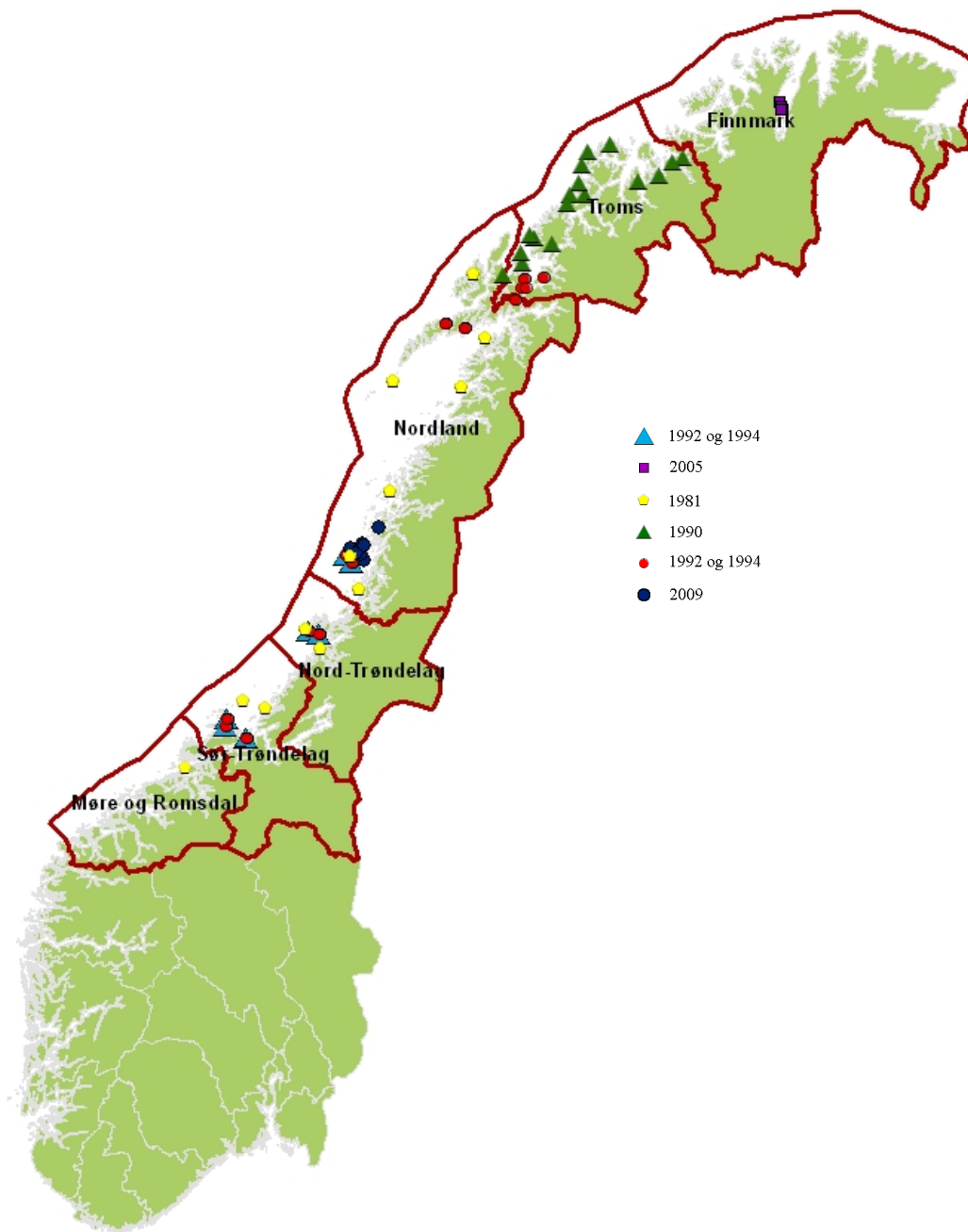
2.2.3 Kartmateriale

GIS-analysene er basert på en dybdemodell fra Statens kartverk og modell over bølgeeksponering – begge med 25 meters oppløsning. Dessverre inneholder dybdemodellen en del små områder uten dybdeverdier, slik at estimeringen har blitt noe upresis for enkelte kommuner (se resultatkapitlet). Andre bakgrunnskart er hentet fra Norge digitalt ©. Koordinatsystemet som er vist i figurene er UTM, WGS84, sone33N.

Tabell 1. Referanser til studiene hvor det samlede datamaterialet er hentet fra og hvilke fylker og kommuner de representerer.

År	Fylker	Kommuner	Referanse	n
1981	Møre og Romsdal Sør-Trøndelag Nord-Trøndelag Nordland	Aure Frøya, Bjugn Namson, Vikna Sømna, Vega, Lurøy, Bodø, Hamarøy, Værøy, Øksnes	Sivertsen (1982)	79
1990	Troms	Sortland, Bjarkøy, Tranøy, Torsken, Tromsø, Lyngen, Nordreisa, Kvænangen, Karlsøy	Sivertsen (1991)	33*
1992 og 1994	Sør-Trøndelag Nord-Trøndelag Nordland Troms	Agdenes, Frøya Vikna Vega, Vågan, Tjeldsund Harstad, Ibestad	Skadsheim m.fl. (1993)	85*
1992 og 1994	Sør-Trøndelag Nord-Trøndelag Nordland	Agdenes, Frøya Vikna Vega	Christie & Rinde (1995)	100
2005	Finnmark	Porsanger	Christie m.fl. (upubl.)	460
2009	Nordland	Vega, Herøy	Rinde m.fl. (upubl.)	35
Totalt				792

* Gjennomsnittsverdier basert på flere prøver/stasjoner



Figur 2. Det samlede datamaterialet som er grunnlaget for beregningene og analysene i denne studien. Hver studie er gitt et eget symbol, men kun årstall er angitt i forklaringen.

2.3 Statistisk modellering av antall kråkeboller

Det samlede datamaterialet ble analysert i statistikkprogrammet R, versjon 2.8.1 (R Development Core Team, 2008), i en GLM (Generalisert Lineær Modell) hvor ANTALL kråkeboller var responsen og DYBDE og BREDDEGRAD var forklaringsvariablene. I tillegg utførte vi en analyse der ÅR var inkludert, for å se om vi var i stand til å predikere forekomsten av kråkeboller fram og bakover i tid. AIC (Akaike Information Criterion, Burnham & Anderson 2002) ble brukt for å velge den beste modellen der full modell inkluderte alle mulige forklaringsvariabler og interaksjoner mellom disse. Figurene er laget i Microsoft Excel 2003.

2.4 GIS-analyser

2.4.1 Identifisering av områder med tareskog og kråkeboller

Vi brukte såkalt regelbasert modellering for å predikere områder som vi antar i dag har ubeitet tareskog og områder som vi antar fremdeles er nedbeittingsområder med lite tare og mye kråkeboller. Basert på studier av utbredelse og gjenvekst av tareskog (se Norderhaug & Christie 2009) vet vi mye om de generelle vekstvilkårene for tareskog. De viktigste faktorene som bestemmer vekst av tareskog og områder for nedbeiting bestemmes av dybde, bølgeeksponering og substrat (bløt- vs. hardbunn). For en grundigere beskrivelse av de geofysiske faktorene brukt her, se ref (Rinde et al. 2006). Generelt finner vi ubeitet tareskog i grunne områder (dybde < 25 m) med høy bølgeeksponering (swm > 500 000). Nedbeittede områder finner vi på grunt vann (dybde < 20 m) med lav til middels bølgeeksponering (swm < 500 000) og som ikke utgjør forsenkninger på havbunnen (TRI < -1 eller > 1) (Forsenkninger antas å være bløtbunnsområder som er uegnet substrattype for grønn kråkebolle.). Dette var kriteriene vi antok for den regelbaserte modelleringen av henholdsvis gjengrodd tareskog og nedbeittings-/kråkebolleområder. Alle GIS-analyser er utført i ArcView 9.3. For mer detaljert beskrivelse av GIS-analysene, se Boks 2.1.

2.4.2 Beregning av kråkebolletettheter

Prediksjonskartene over områder for kråkebollehøsting er basert på resultatene av GIS-modelleringen og den statistiske modelleringen. I GIS-modelleringen identifiserte vi nedbeittingsområder på grunne, middels eksponerte hardbunnsområder, dette er områder hvor man potensielt kan finne kråkeboller. Den statistiske modellen gir grunnlaget for tetthetsestimeringen av kråkeboller avhengig av dybde og breddegrad innenfor disse områdene. Videre beregninger av fylkes- og kommunevise fordelinger er gjort i Microsoft Excel 2003.

2.4.3 Høstingsområder for kråkebolle

Sonen inntil den ubeittede tareskogen er viktige ressursområder for kråkebollene som i stor grad nyttiggjør seg løsevegne algerester i områdene rundt tareskogen (se Christie & Rueness 1998). Dette har vi brukt som grunnlag for å identifisere områder med kråkeboller av høy kvalitet. Med høy kvalitet mener vi store kråkeboller med høy gonadevekt (høy gonadeindeks). Vi antar at kvaliteten på kråkebollene avtar i økende avstand fra tareskogen (se Sivertsen 1997b, Christie & Rueness 1998) og har kartlagt en sone på 1000 m rundt all tareskog som faller innenfor de tidligere angitte kriterier for nedbeittingsområder. Se Boks 2.1 for en grundigere beskrivelse av disse metodene.

Boks 2.1. Detaljerte beskrivelser av GIS-analysene i ArcView 9.3.

Regelbasert analyse er brukt for identifisering av områder med tareskog og nedbeiting/kråkeboller. Kriteriene inkluderer bølgeeksponering, dybde og modellerte hardbunnsområder (det siste gjelder kun for nedbeittingsområdene). I Spatial Analysts Raster calculator isolerte vi områder med passende bølgeeksponering ($swm > 500\,000$ for tareskog og $swm < 500\,000$ for nedbeitede områder) og dybde (dybde < 25 m for tareskog og dybde < 20 m for nedbeitede områder). Ved en såkalt Terrain Ruggedness Index (TRI) identifiserte vi områder som antagelig er dekket av bløtbunn og dermed er uegnet substrat for grønn kråkebolle. TRI beregnes ved å ta differansen mellom dybden og resultatet av en naboskapsanalyse (Neighborhood Statistics i Spatial Analyst) hvor gjennomsnittsdypen beregnes i et kvadrat på 250×250 m. Hardbunnsområder er her identifisert som områder der TRI er under -1 eller over 1 (se mer detaljert beskrivelse i Bekkby m.fl. 2005 og Walday m.fl. 2006).

Estimert antall kråkeboller beregnes ved å lage en punktfil av nedbeittingsområdene (Raster to Feature), legge til breddegrad (AddXY), ekstrahere dybdeverdier fra dybdemodellen (Extract Values to Points), legge inn den statistiske modellen (Field calculator i Attributt-tabellen) og til slutt konvertere tilbake til rasterformat (Feature to Raster).

Ressursgrunnlagskartet som identifiserer områder med kråkeboller av antatt høy kvalitet er laget ved hjelp av Spatial Analysts Distance – Straight Line, hvor vi beregner en sone på 1000 meter rundt alle tareskogsområder. Til slutt identifiserer vi områder innenfor denne sonen som overlapper med kriteriene for nedbeiting, også dette i Raster calculator. For å beregne antall kråkeboller på kommunenivå brukte vi Zonal statistics i Spatial Analyst. Resultatet av denne analysen ble eksportert til Excel for videre beregninger. Det samme ble gjort for arealet av tareskog.

2.5 Utarbeidelse av CO₂-regnskap for gjenvekst av tareskog

Tare vil som alle andre planter på land eller i vann binde CO₂ gjennom fotosyntesen når de vokser, og tareskoger på kysten vil på mange måter ha en liknende funksjon som skog på land både fordi den skaper et økosystem og fordi den binder opp CO₂ ved vekst.. I en stabil tareskog vil bindingen av CO₂ gjennom den årlige veksten (primærproduksjonen) være lik utskilling av CO₂ gjennom nedbrytning og respirasjon (karbon-nøytral) over tid. I områder der tare har vært nedbeitet og tapt gjennom mange år vil derimot en gjenvekst av tare binde karbon og dermed bidra til et positivt CO₂ regnskap i klimasammenheng. Fra en naken bunn vil tare raskt etableres, og etter 2-4 år vil tareskogen oppnå en biomasse på linje med naturlig tareskog på lokaliteten. Tareskogens biomasse varierer med voksested, fra under 10 til opp mot 50 kg pr m², avhengig av eksponering for bølger og strøm, dybde og breddegrad. I de beregninger som er gjort her tar vi utgangspunkt i en konservativ verdi på gjennomsnittlig 10 kg friskvekt tare pr m² fra 0-20 m, noe som vil ha en tørrvekt på ca 3 kg. Ca 1/3 av dette, dvs 1 kg, er karbon. Karbon har atomvekt 12 og oksygen 16, så molekylvekt til CO₂ er 44. En kvadratmeter bunn med tareskog vil da binde opp 3,6 kg CO₂ ($1\text{ kg} \cdot 44/12\text{ CO}_2$). I de ulike senarier for gjenvekst vil vi derfor multiplisere opp arealet med 3,6 kg.

Internasjonal pris på CO₂ varierer mellom 10 og 20 Euro pr tonn, men er i Norge oppgitt til 146 NOK pr tonn (KLIF.no). Kvotepreis på CO₂-binding vil være beregnet areal for gjenvekst multiplisert med CO₂-vekt som anslått ovenfor og så multiplisere dette med prisen for CO₂.

2.6 Betydning av gjenvekst av tareskog for artsmangfold i kystsonen

NIVA og Universitetet i Oslo (UiO) har, gjennom sine samarbeidsprosjekter i tareskoger langs Norskekysten, kartlagt flora og fauna knyttet til tareskogen og de ulike delene av tareplantene (Marstein 1997, Norderhaug m.fl.2002, Christie m.fl. 2003, 2007, 2009). Data fra disse undersøkelsene vil bli brukt i vurderingen av betydningen av gjenvekst av tare. Både stortareskoger og sukkertareskoger har høy produksjon, stor biomasse per arealenhet, og inneholder et stort antall individer og høy diversitet av organismer innen de ulike trofiske nivåer fra alger til invertebrater og fisk. Når det gjelder økologisk betydning, så har de mest omfattende undersøkelser blitt foretatt i stortareskog, men det er også gjort undersøkelser som viser høy diversitet i sukkertare og andre bunnalgesamfunn som kan bli berørt av kråkebollebeiting (Christie m.fl. 2009).

2.7 Betydning av gjenvekst av tareskog for kystnære marine ressurser

Tareskogene har en årlig produksjon som er tilnærmet lik biomassen (P/B ratio på 1). Den største produksjonen består av at tarenes blad vokser og skiftes ut hvert år, og i tillegg er det produksjon i form av vekst av stilk, festeorgan, rødalger som vokser på tarens stilk (epifytter), små tareplanter i skogens undervegetasjon, samt en ikke ubetydelig produksjon av organiske molekyler som blant annet utskilles som et slimlag på tarebladenes overflate. Produksjonsmålinger i tareskog er utført i Norge og utlandet, og alle undersøkelser viser meget høy produksjon. Tallene varierer mellom 1000 og 3000 g C per m² og år (se f.eks. Mann 2000, Abdullah & Fredriksen 2004), mens de mer moderate verdiene ligger rundt en P/B ratio på 1 hvis biomassen er 10 kg per m². Gitt en gjennomsnittlig biomasse på 10 kg per m², vil våre beregninger ta utgangspunkt i en primærproduksjon på 10 kg tarebiomasse pr m² per år. Ved gjenvekst av tareskog vil hver kvadratmeter gi et ekstra årlig tilskudd på 10 kg plantemateriale som går inn i kystnære næringskjeder. Chapman (1981) har utført produksjonsmålinger i Canada, og har funnet at nedbeitete områder har en produksjon som er ca 1/100 av tareskogen. Chapmans målinger i tareskog ligger i det lavere skikt innen det variansområdet som er funnet i Norge. I våre beregninger tar vi derfor utgangspunkt i en forenklet modell, der produksjon på nedbeitet område er lik null (ser bort fra produksjon av kråkeboller) og at produksjonen på gjengrodde tareskogsområder er 10 kg per m² enten området vokser til med stortare eller sukkertare.

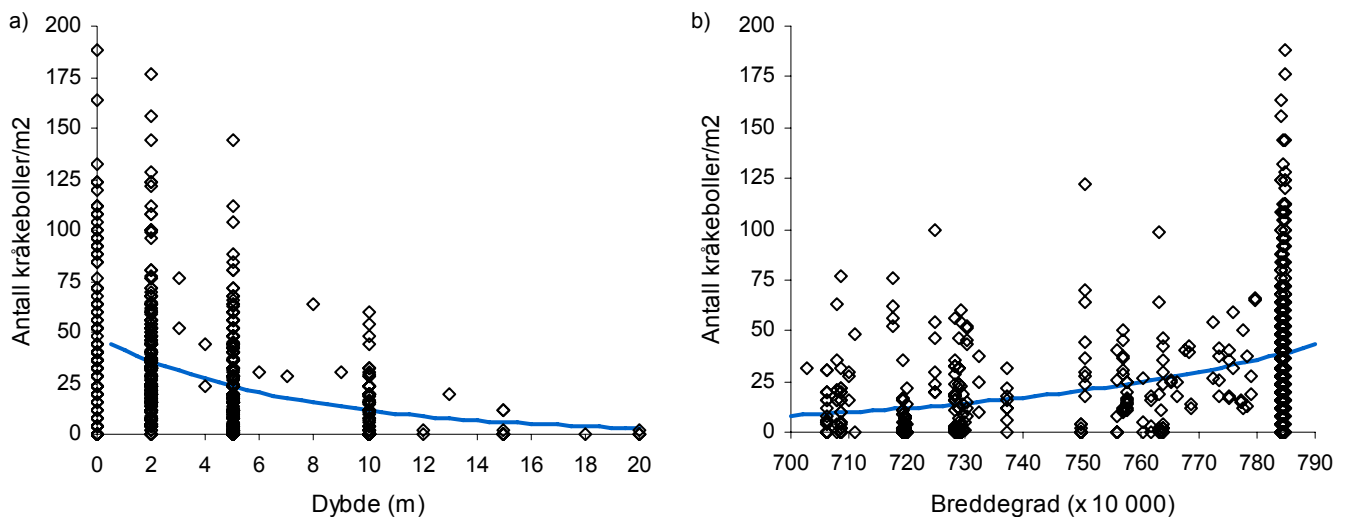
Norderhaug m.fl. (2003, 2005) og Fredriksen (2003) har beskrevet næringskjeder fra tareskog via små plantespisende organismer og opp til små fisk. Ved en effektiv overføring av energi gjennom næringskjeden med ca 80 % energitap fra et ledd til et annet (som det ofte er i marine næringskjeder), vil hver m² med tareskog gi næring til en årlig produksjon av 2 kg små næringsdyr og 0,4 kg fiskeyngel. Imidlertid antyder Norderhaug m.fl. (2003) at kompliserte næringskjeder med mikrobiell nedbrytning av tare er viktig i omsetningen av biomassen, at faunaen i tareskogen inneholder flere ledd (både plantespisere, altetende arter og rovdyr) innenfor mangfoldet av små og store invertebrater og at store fisk spiser små fisk. Det finnes dermed mange faktorer som gjør det komplisert å lage estimater for energioverføring og produksjon av fisk eller andre ressurser, som krabber og skjell. Energitapet for kompliserte næringsnett vil være større enn den foreslåtte beregningen for enkle næringskjeder beskrevet over. Våre beregninger blir derfor kun en teoretisk beregning av et maksimumstall som blir mindre realistisk og overestimert jo lenger opp man kommer i næringskjeden. Fisk benytter også tareskogen som skjulested, og om sommer og høst er det spesielt store mengder yngel av torsk og sei i tareskogene. Det fins ikke noen registreringer eller beregninger for gjennomsnittlige tettheter av fisk i tareskog, men våre feltobservasjoner tyder på høye tettheter av oppvoksende fiskeyngel knyttet til tareskog og andre algesamfunn og ikke på nedbeitet bunn. De ulike fiskeartene som lever tilknyttet tareskogen finner mat på ulike steder i tareskogen. Torsken spiser mest nært tilknyttet tareplantene, mens sei lever både av tareskogsfauna og av pelagiske hoppekreps (Norderhaug m.fl. 2005).

3. Resultater

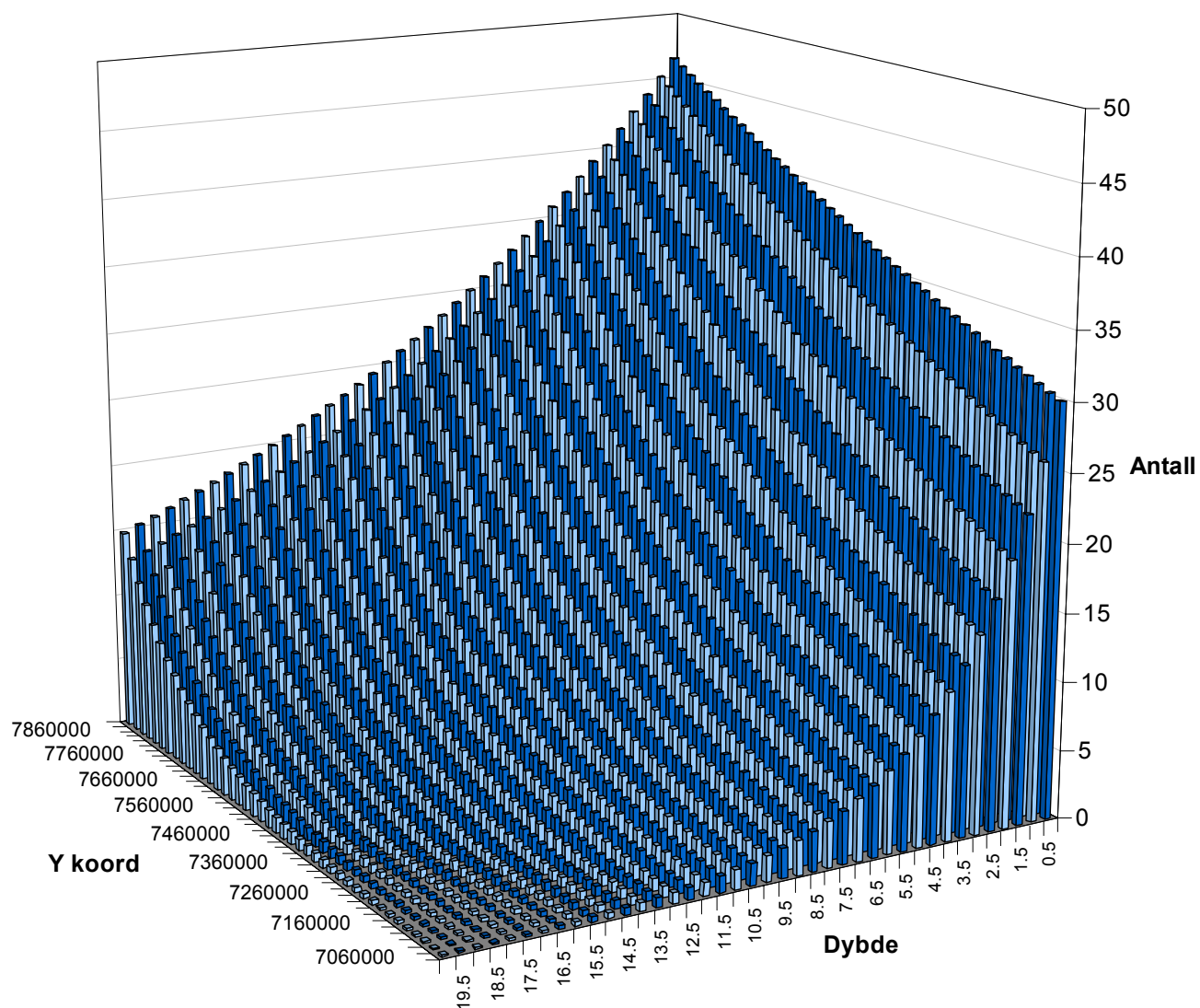
3.1 Statistisk modellering av antall kråkeboller

3.1.1 Dybde og breddegrad

Både DYBDE og BREDDEGRAD var viktige faktorer for de observerte mengder kråkeboller. Gjennomsnittlig tetthet av kråkeboller langs kysten avtar med økende dybde fra rundt 40 boller per m² på grunna, til ca 3 boller per m² på 20 meters dybde ($p < 0,001$; Figur 3a). Vi ser også en økende tetthet jo lenger nord man kommer ($p < 0,001$; Figur 3b), med gjennomsnittlig 8 boller per m² i Møre og Romsdal (UTM ~7 000 000), til rundt 40 boller per m² i Finnmark (UTM ~7 800 000). Figurene viser imidlertid store variasjoner i tetthet mellom observasjoner på samme dyp og region, noe som viser at store lokale forskjeller kan forekomme selv om de overordnede trendene synes klare. I modellseleksjonen fant vi at modellen som best forklarte antall kråkeboller var den fulle modellen, altså den som inneholdt både DYBDE og BREDDEGRAD og interaksjonen mellom disse (alle $p < 0,001$; Figur 4). Denne modellen viser, ikke overraskende, at vi finner flest kråkeboller på grunna i nord og færrest boller på dypt vann i sør. Nest beste modell inneholdt de samme variablene uten interaksjonen, men var vesentlig dårligere i følge AIC-verdiene ($\Delta AIC = 558$).



Figur 3. Univariate analyser av sammenhengen mellom dybde (a) og breddegrad (b) og antall kråkeboller.

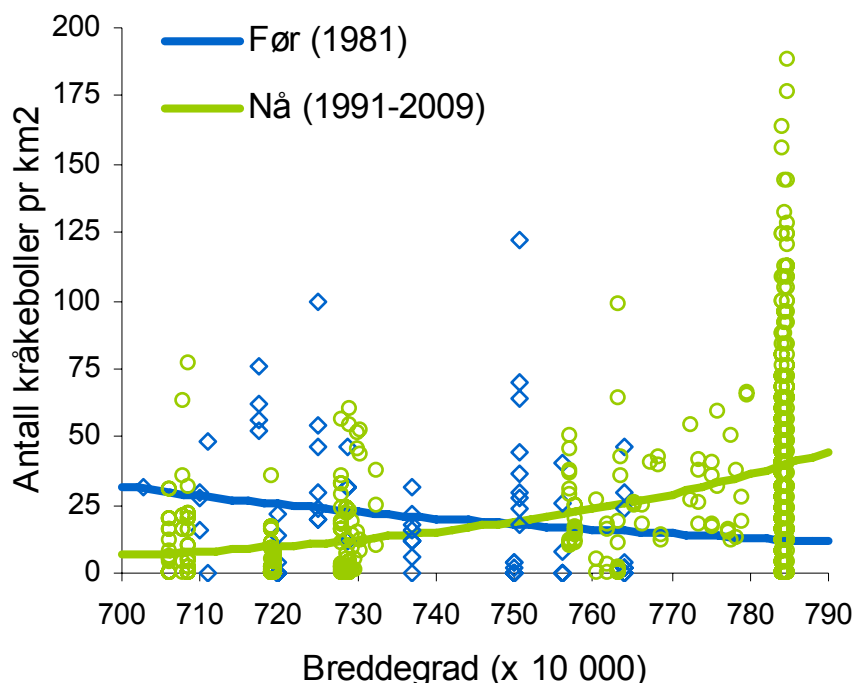


Figur 4. Estimert antall kråkeboller per m² som funksjon av breddegrad og dybde.

Modell: $\text{ANTALL} = 0,7721 - 2,301 * \text{DYBDE} + 3,933 * 10^{-7} * \text{BR.GRAD} + 2,846 * 10^{-7} * \text{DYBDE} * \text{BR.GRAD}$

3.1.2 Utbredelse før og nå

I analysen sammenlignet vi utbredelsen av kråkeboller langs kysten før og nå, det vil si at vi ser på interaksjonen mellom breddegrad og en før/nå-variabel som sammenligner data fra 1981 mot data fra 1990- og 2000-tallet. Her ser vi at det har vært et tydelig skifte fra mer boller i sør på 1980-tallet, til mer boller i nord i senere tid (alle $p < 0,001$; Figur 5).



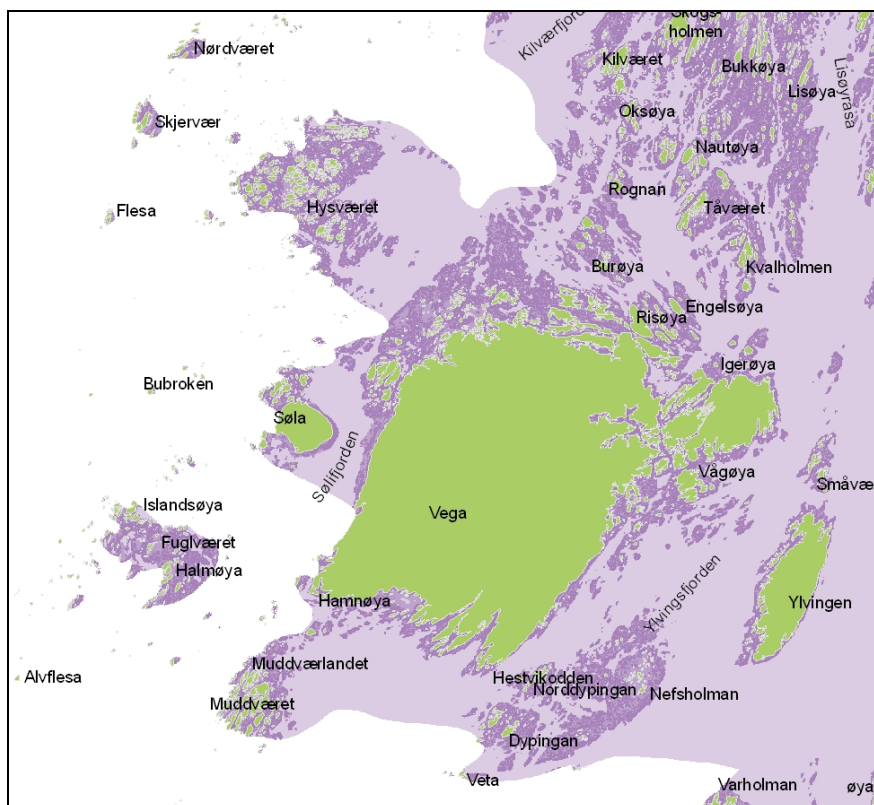
Figur 5. Endring av mengden kråkeboller ved økende breddegrad, sammenlignet mellom 1981 og 1991-2009-data.

3.2 Ressursgrunnlagskart

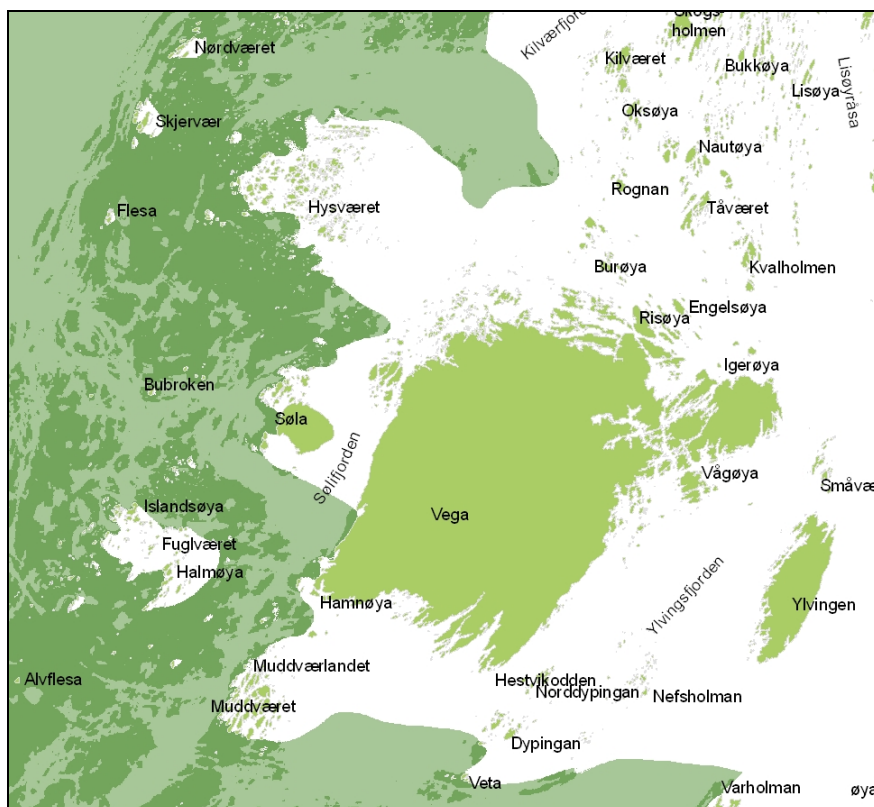
3.2.1 Identifisering av områder med tareskog og kråkeboller

Totalt består norskekysten langs de tre nordligste fylkene av 110 486 km² med lav til middels bølgeeksponering, hvor av 5,7 % er grunnere enn 20 meter og 58,6 % av dette igjen er estimerte hardbunnsområder. Estimert størrelse på nedbeitings-/kråkebolleområder er da 3 657 km². Tilsvarende estimat for tareskog i samme område er 2 792 km². (Disse tallene er nesten like, men ikke helt identiske med de som er presentert senere og som framkommer i tabellen i vedlegget. Årsaken er at totalberegning blir noe annerledes enn summen av beregning for hver kommune.) Eksempler på kart over nedbeitingsområde og tareskog er vist i henholdsvis Figur 6a og b. Kart over hele området som dekker de tre fylkene foreligger digitalt, og man kan zoome og bevege seg fra område til område for å få oversikter over områder som er nedbeitet. Det digitale kartmaterialet inneholder også informasjonen som er gitt i eksemplene i Figur 7 og 8, og angir områder som er beregnet å være gunstige i en høstestrategi. Det elektroniske kartmaterialet er overlevert oppdragsgiver på DVD. Kartmaterialet består av shapefiler over 1) tareskogsområder, 2) forekomst av kråkeboller (antall kråkeboller per 25x25 m rute), 3) høstingsområder for kråkeboller (fordelt på 10 klasser gradert i forhold til kvalitet på kråkebollene), 4) kommunevis fordeling av tareskogsforekomster (samlet areal av tareskog per kommune) og 5) kommunevis fordeling av kråkebolleforekomster (gjennomsnitt, standardavvik, min, max og totalt antall kråkeboller per kommune).

a)



b)

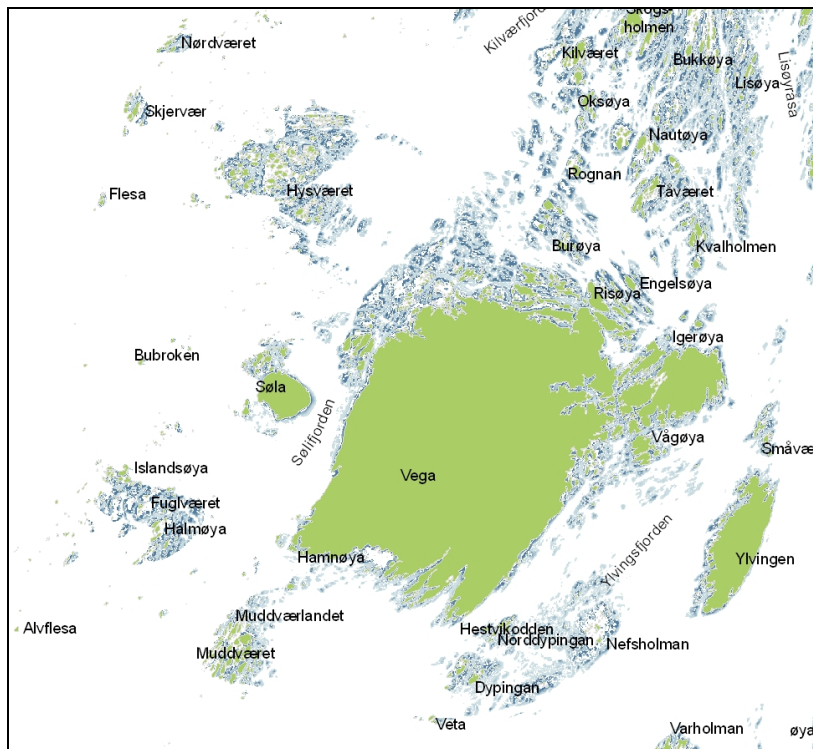


Figur 6. Identifiserte områder med nedbeiting/kråkeboller (mørk lilla i Figur a) og tareskog (mørk grønn i Figur b). Området rundt Vega er her valgt som eksempel.

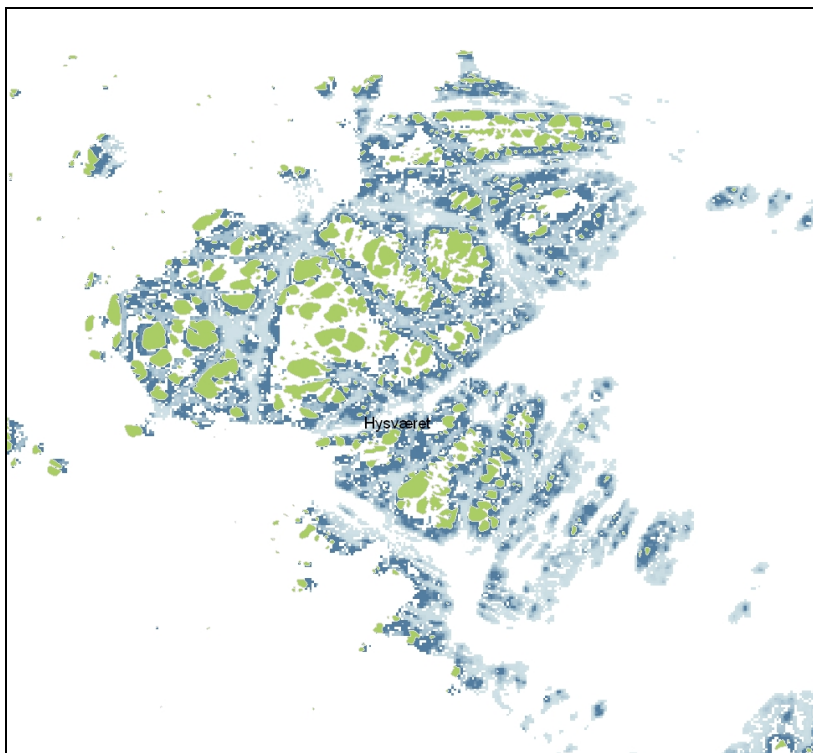
3.2.2 Beregning av kråkebolletettheter

På bakgrunn av den statistiske modellen i Figur 4 estimerte vi antall kråkeboller i nedbeitingsområdet som funksjon av dybde og breddegrad slik at vi fikk et gradert kart over forekomsten av kråkeboller (Figur 7). Et totalt antall kråkeboller for kystområder i de tre nordligste fylkene er da estimert til 80 milliarder kråkeboller.

a)



b)

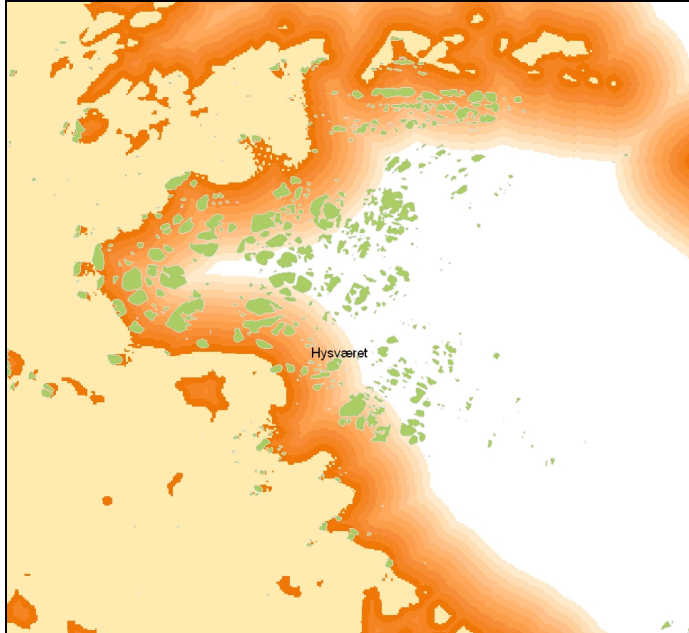


Figur 7. Forekomst av kråkeboller i nedbeitingsområdene, gradert i forhold til dybde og breddegrad. Mørk blå viser høye tettheter, mens lysere blå viser lavere tettheter. Området rundt Vega (a) og Hysværet (b, og innfelt i a) er her valgt som eksempel.

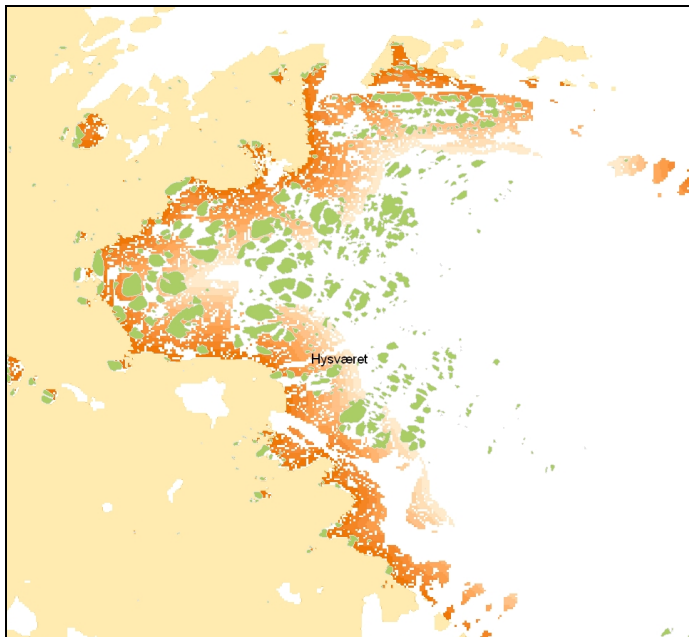
3.2.3 Høstingsområder for kråkebolle

Basert på kunnskap om optimale vekstvilkår for kråkeboller har vi identifisert områder som vi anser som gode for høsting av kråkeboller. Disse ligger i en sone på 1000 m fra tareskogsområdene og innenfor de gitte kriterier for dybde, bølgeeksponering og substrattyp. Kvaliteten, gitt ved størrelse og vekt på gonadene, avtar med økende avstand til tareskogen og er delt opp i belter på 100 m bredde (Figur 8).

a)

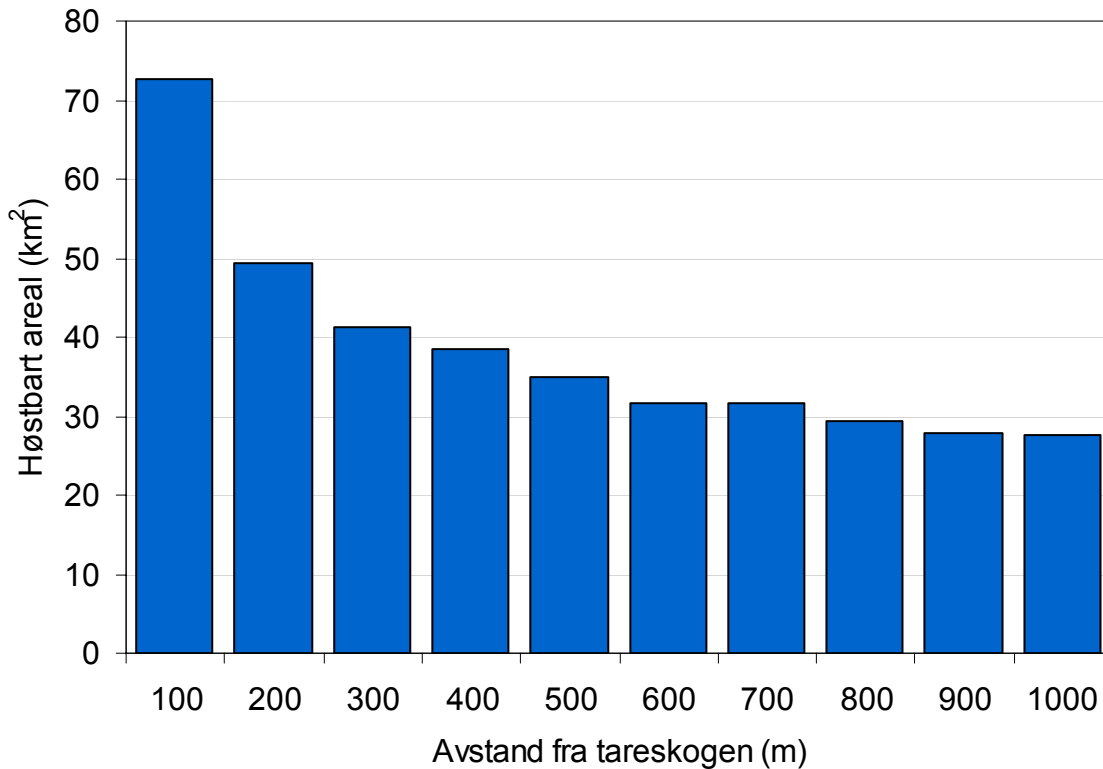


b)



Figur 8. a) Soner på 1000 m rundt tareskogsområder og b) områder innenfor dette som følger de gitte kriterier for kråkebollevekst. Beige betyr tareskog og oransje refererer til kråkebollekvalitet hvor mørkere farge betyr bedre kvalitet. Hysværet er her vist som eksempel.

Det samlede arealet for hver av disse 100 m-beltene i denne sonen som ansees gunstig for høsting er bergnet for alle de tre fylkene til sammen og vist i Figur 9. Arealet på den mest gunstige sonen nærmest tareskog er beregnet til 73 km², noe som burde tilsi at det langs kysten i alle fall er ca 150 millioner kråkeboller med god kvalitet. På grunn av topografiske forskjeller mellom sonene i avstand fra tareskogen vil arealene for hver sone variere, noe som vises i Figur 9.



Figur 9. Beregnet areal for hvert 100 m-belte (sone) fra grensen til tareskog og ut til 1 km fra denne grensen. Hver søyle er det totale arealet av hver sone beregnet for alle tre fylker til sammen.

3.3 CO₂-regnskap for gjenvekst

Som beskrevet i metoden vil en eksisterende og varig tareskog være karbon nøytral, dvs at den CO₂ som bindes ved produksjon av tare etter hvert frigis når taren brytes ned, først og fremst gjennom næringskjeder ved respirasjon av dyr som lever av på tarebiomasse.

I de områder som har vært nedbeitet og som gror igjen vil stående biomasse av tare endre seg fra 0 til en frodig skog der vi har antatt en gjennomsnittsverdi på 10 kg per m², og som kan binde opp 3,6 kg CO₂ per m². Dette betyr at det på hver km² bunn som gror til vil etableres 10 mill kg tare (10 000 tonn), som binder opp 3,6 mill kg CO₂ (3 600 tonn), med en pris på 525 600 NOK.

Siden tareskogen tiltrekker seg og huser en rekke små og store invertebrater og fisk (se nedenfor) vil dette medføre at den totale biomassen i tareskogen blir større enn bare biomassen av selve taren. Denne ekstra biomassen er ikke målt eller gjort forsøk på å beregne, men tatt i betraktning en sekundærproduksjon og tertiærproduksjon basert på tares produksjon vil man kunne anta at den vil bidra til at biomasse og CO₂-binding vil øke med størrelsesorden 10 %. Det betyr at binding per km² blir oppunder 4 000 tonn og med en verdi i CO₂-kvote på nesten 580 000 NOK. Dette vil si at hvis man høster kråkeboller så effektivt at tareskogen gror igjen, vil hver km² gjengrodd tareskog kunne binde opp gjennomsnittlig 4 000 tonn CO₂ med en anslått verdi i CO₂-kvote på 580 000. Dette regnskapet inkluderer ikke den CO₂ som kråkeboller på nedbeitet bunn representerer og som innebærer et fradrag i regnskapet, men siden kråkebollene på naken bunn er magre og består i stor grad av et skall fylt med vann antar vi at dette betyr lite i dette regnskapet.

I vedlegg 1 er det oppgitt estimer for arealer av nedbeitet tareskog og gjenværende tareskog fra hver kommune innen de tre nordligste fylkene. Oppsummert gir dette et areal på ca 2 152 km² i Nordland, 736 i Troms og 615 i Finnmark, og at henholdsvis 56, 55 og 54 % av tareskogene er beitet ned i de tre fylkene. Totalt er ca 3 503 km² tareskog (inkludert stortare og sukkertare) nedbeitet, mens det står

igjen ca 2 802 km² med tareskog (stortareskog). Det er beregnet at det siden 1990 har grodd igjen 700 km² med tareskog (først og fremst i Trøndelagsfylkene), og dette har bundet ca 2,8 mill tonn CO₂ med en verdi på 406 millioner. Dersom hele det nåværende nedbeitete området skulle gro igjen vil det kunne binde opp ca 14 mill tonn CO₂ med en beregnet verdi på over 2 milliarder kroner (2 032 millioner NOK, se Tabell 2). Verdier for nedbeitet areal og CO₂-regnskap for hele den nedbeitete kyststrekningen og for hvert fylke, er vist i Tabell 2. I tillegg er det bergnet CO₂-regnskap for arealer med høy verdi i en høstestrategi for hele kysten i de tre nordligste fylkene (bergnet areal i en grensesone på 100 m, 500 m og 1000 m fra en tareskog som regnes for de mest attraktive områdene i en høstestrategi). Det må tas forbehold om at dette er estimater beregnet ut fra best tilgjengelige modeller (se metoden) og at estimatene sannsynligvis er noe høye for Nordland fylke siden gjengroing har blitt observert og kråkeboller har forsvunnet i de sørligste kommunene i dette fylket. Beregningene viser at dersom man over noen år klarer å høste slik at tareskogen brer seg 1 km innover vil man totalt få en gevinst på 1,5 mill tonn CO₂ bundet, til en verdi av 223 mill. NOK.

Tabell 2. Nedbeitet areal totalt og i hvert av de tre nordligste fylker, samt estimert CO₂-regnskap dersom områdene skulle bli gjengrodd med tareskog. Det er også beregnet areal og CO₂-regnskap for estimert areal på en høstesone på 100 m, 500 m og 1000 m fra grensen til tareskog totalt på alle tre fylker.

Område	Nedbeitet km ²	CO ₂ gevinst, mill. tonn	CO ₂ verdi, mill. NOK
Totalt	3 503	14	2 032
Nordland	2 152	8,6	1 248
Troms	736	2,9	427
Finnmark	615	2,5	357
100 m sone	73	0,3	42
500 m sone	237	0,9	138
1000 m sone	385	1,5	223

3.4 Betydning av gjenvekst av tareskog for artsmangfold i kystsonen.

De undersøkelser som er gjort viser at på de nedbeitete områdene er det nesten ikke alger eller andre dyr enn kråkeboller. Det er et tynt lag med kalkalger (skorpeformete rødalger) og det er kun kalkrørsmark, eremittkreps, kongsnegl, sjøstjerne og enkelte krabber som for det meste observeres enkeltvis ved siden av store tettheter kråkeboller. I tareskog er det observert over 40 arter rødalger, og en invertebratfauna som er langt mer artsrik, med blant annet over 250 arter mobile dyr, der krepsdyr, snegl og flerbørstemark er de mest arts- og tallrike. Disse forekommer vanligvis i samlete tettheter på over 100 000 per m². De mest tallrike forekomstene av slike invertebrater er mellom rødalgene på tarens stilk, mens både blad, stilk og festeorgan skaper ulike habitater som gir rom for et mangfold av arter som er spesialisert til ulike levesteder. Tareskogen produserer også mye næring som transporteres i og ut av selve tareskogen, slik at dyrelivet mellom tareplantene og på andre bunntyper eller bunnområder i nærheten av tareskog vil bli rikere på arter og individer på grunn av næringstilførselen. I tillegg er det flere ti-talls fastsittende arter som holder til i tareskogen, de fleste vokser på tarens overflate (på stilken og festeorganet) eller på bunnen mellom tareplantene. Dette er arter som hører til mosdyr, hydroider, sekkdyr, sjøanemoner eller svamper.

De ovennevnte artene er i stor grad faste innbyggere i tareskogen, mens undersøkelser med garn og ruser viser at en rik fiskefauna på 20-30 arter har enten stasjonær eller mer flyktig tilhold i tareskogen. Fiskefaunaen varierer med breddegrad, men det er tendens til at flere arter leppefisk og kutlinger, som har vært tallrike i Sør- og Midt-Norge de senere år, har beveget seg nordover ettersom klimaendringer fører til en gradvis temperaturøkning i kystfarvannene. Det er også tydelige årstidsvariasjoner i forekomster, og fra Vestlandet og nordover er det yngel av torskefisk som dominerer i sommerhalvåret og utover høsten. Yngel (0-gruppe) av både sei og kysttorsk er meget tallrike i eller rett over tareskogen fra midtsommer og utover mot høsten. De observasjoner som foreligger indikerer at disse fiskene holder seg til tareskog eller andre tredimensjonale habitater (andre alger, under brygger osv.) og finnes ikke ute på naken bunn slik som nedbeitete områder.

Som nevnt for fisk er det klare forskjeller på artssammensetningen med breddegrad, og dette gjelder også for de andre organismene. Vi har også indikasjoner på at andre arter enn fisk endrer sine geografiske leveområder etter hvert som temperaturen øker. Det ser blant annet ut til at taskekrabbe blir mer og mer vanlig nordover, og den er nå observert i Vest-Finnmark. Gjenvekst av tareskog vil favorisere mange av disse organismene, og det er foreløpig uklart hva det betyr. Men mange av disse artene kan ha stor påvirkning på forekomst av andre arter, også kråkeboller, og har derfor betydning for arts mangfold og sammensetning av arter i kystsonen.

Jo større områder som gror til, jo flere områder vil endres fra et artsfattig område til et område med høyt mangfold. Det fins undersøkelser som viser at det finnes flere arter jo større areal man undersøker, og våre undersøkelser (Christie m.fl. 2009) viser at et større mangfold av habitater (f.eks. stortare, sukkertare, andre alger) skaper et større mangfold av assosierte organismer. Imidlertid vil man kunne regne med at når tareskog har grodd til, vil det ta ytterligere noen år før mangfoldet av organismer etablerer seg, og mange av de samme artene vil opptre i tareskogene over store områder (Christie m.fl. 2003). Man er imidlertid opptatt av mangfoldet innen hver kommune, og siden 83 kommuner er berørt av nedbeiting, vil hver av disse kommunene få en gevinst mht mangfold i sin kystsonen dersom kråkebollene reduseres og tareskogen gror igjen.

3.5 Betydning av gjenvekst av tareskog for kystnære marine ressurser.

Gjenvekst av tareskog vil ha positiv effekt på kystnære marine ressurser både på grunn av økt produksjon og økning i mengden av habitater og skjulesteder. Siden gjenveksten går på bekostning av kråkeboller, vil dette ha negativ innvirkning på forekomst av kråkeboller som ressurs, imidlertid synes ikke kråkeboller som kommersiell ressurs å være truet de nærmeste tiår ved høsteaktivitet.

For hver km² tareskog som vokser til er det estimert en økt primærproduksjon på kysten som utgjør 10 000 tonn plantemateriale etter våre beregninger (se metodekapitlet). Dette går inn i næringskjeden på en eller annen måte, enten som løst organisk materiale eller som partikulært organisk materiale, som sannsynligvis utgjør den største delen. Mye av taren blir revet av som partikulært materiale, anrikes av mikroorganismer og blir spist av herbivore og omnivore invertebrater (krepsdyr, snegl, muslinger, mark, pigghuder m.fl.) som lever i eller tett ved tareskogen. De små og lette fraksjonene vil også kunne utnyttes av fastsittende eller planktoniske filtrerende dyr. Hele planter eller større fraksjoner kan fraktes lenger unna og også ut på større dyp, dypere enn 100 m, og gi næring til dypvannsfauna, som reker og annet. De små dyrene i tareskogen eller utenfor blir igjen spist av krabber og fisk, og økende tareproduksjon kan dermed gi økt næring til viktige ressurser som reker, krabber, andre skalldyr (hummer, skjell), samt til flere fiskeslag. Tareskogen synes særlig viktig som både næringsområde og skjulested for unge stadier av sei og torsk.

En primærproduksjon på 10 000 tonn per km² kan teoretisk gi en årlig produksjon av næringsdyr på 2000 tonn årlig. Det er funnet et energitap på 80 % pr ledd i næringskjeden i effektive marine næringskjeder, men vi vet ikke hvor effektive næringskjedene i tareskogen er. Dersom vi gjør beregninger som baseres på samme effektive energioverføring til neste ledd, vil en km² tareskog kunne produsere 400 tonn fiskeyngel. Selv om disse tallene er urealistisk høye (se metodekapitlet) så er det klart at gjenvekst av tareskog vil som et meget produktivt system ha en signifikant positiv betydning for en rekke ressurser langs kysten, og i tillegg ha en betydning som habitat for dyr som lever av næring som har sin opprinnelse fra både taremateriale og plankton. I mangel av andre omregningsfaktorer kan vi utføre en beregning av hva gjenvekst av tareskog kan medføre i en tilsvarende beregning som for CO₂ (Tabell 3).

Tabell 3. Bergninger av gevinst som årlig primærproduksjon (tare) og årlig sekundærproduksjon (tarefauna og andre dyr som lever av taremateriale) i millioner tonn våtvekt dersom tareskogen gror til i våre nordligste fylker. Det er også beregnet tilsvarende gevinst for estimert areal på en høstesone på 100 m, 500 m og 1000 m fra grensen til tareskog totalt på alle tre fylker.

Område	Nedbeitet km ²	Primær produksjon*	Produksjon av små dyr*
Total	3 503	35,0	7,0
Nordland	2 152	21,5	4,3
Troms	736	7,4	1,5
Finnmark	615	6,2	1,2
100 m sone	73	0,7	0,15
500 m sone	237	2,4	0,5
1000 m sone	385	3,9	0,8

* Gitt i millioner tonn biomasse

Beregningene av energioverføringen er usikker i kompliserte kystnære næringskjeder og usikkerhetene øker jo lenger opp man kommer i næringskjedene. Vi vil derfor kun gi estimer for primærproduksjon (som vi anser for å være ganske god) og for sekundærproduksjon (som vi anser å være overestimert). Dersom vi skulle gå ett ledd til opp i næringskjeden fra små dyr til fiskeyngel og bruke den (urealistiske høye) forutsetningen som er beskrevet i metoden, vil det totale nedbeitete området kunne produsere 1,4 millioner tonn fisk årlig dersom tareskogen gror til. Dette er et tall som er alt for høyt, og kan kun forsvares å bli oppgitt for å sette gjengroing med årlig produksjon av 35 mill tonn tarebiomasse i et ressursperspektiv. Tabell 3 viser at ved å høste ut på tilgjengelig areal i et 100 m belte fra eksisterende tareskog vil vi kunne få en gjenvekst av over 700 000 tonn tare som vil tilføre kysten 700 000 tonn plantemateriale hvert år og som kan nyttes i næringskjeder opp til høstbare ressurser av fisk og skalldyr.

4. Diskusjon

De beregninger og modeller som er utført i denne studien viser et totalt nedbeitet areal på litt over 3 500 km² og en total bestand på ca 80 milliarder kråkeboller langs kysten i våre tre nordligste fylker. De beregninger som er utført er basert på observasjoner langs den aktuelle kystlinja og GIS analyser basert på eksisterende materiale av digitale sjøkart. Å estimere slike forhold langs en så variert og langstrakt kystlinje vil selvfølgelig by på utfordringer, og mulighetene for feilkilder er store. Vi har forsøkt å generalisere forholdene ut fra best mulig tilgjengelig kvantitativt materiale, og de kriterier og gjennomsnittsverdier vi har lagt til grunn for våre estimater og beregninger er forklart og diskutert i metodeavsnittene og videre under resultatpresentasjonen. Modellene er foreløpig ikke validert gjennom stikkprøver i felt. Denne rapporten presenterer perspektiver på kråkeboller som ressurs, hvor man kan forvente å finne kråkeboller, og hvor man kan forvente å finne kråkeboller med god kondisjon (høy gonadeindeks), dvs i nærheten av tareskog. Det er således viktig å presisere at modellen viser hvor man kan forvente å finne forekomster, men skal man starte høsting må man verifisere modellen for hvert høsteområde. Basert på beregningene kan vi konkludere med at kråkebollehøsting er en mulig framtidig næring, som samtidig kan føre til gunstige effekter på miljø og ressurser dersom man høster såpass grundig at tareskog vokser tilbake. Eventuelle uforutsigbare trusler for kråkebollenæringen, som sykdommer, klimaendringer, er ikke inkludert i beregningene.

Det arealet som er estimert nedbeitet (dvs dominert av naken bunn med store tettheter kråkeboller), i overkant av 3500 km², er i størrelsesorden 1500 km² høyere enn tidligere estimater for nedbeitet tareskog (Sivertsen 1997b). De tidligere estimatene er basert på beregninger fra 60-tallet og gjelder i stor grad områder som er forventet bevokst med stortareskog. I denne undersøkelsen har vi tatt med alle bunnområder helt inn i fjorder og som omfatter bunntyper som enten kan forventes bevokst med skoger av stortare ytterst eller sukkertare i de innerste områdene. Når det gjelder beregning av tapt tareskog og områder med kråkeboller er dette sannsynligvis overestimert. Det skyldes at vi ikke har tatt høyde for helt ferske og ikke ferdig bearbejdede observasjoner av en naturlig utdøing av kråkeboller og gjenvekst av tareskog i de sørligste kommunene i Nordland fylke. Estimaten vil også være forbundet med usikkerhet når man kommer lengst inn i fjordene, både med dybdefordeling og tetthet av både kråkeboller og sukkertare. Kråkebollene har normalt høyest tetthet opp mot tidevannssonen, men vil ha en noe neddykket forekomst aller innerst i fjorder med stor ferskvannspåvirkning i øvre vannlag, og datagrunnlaget fra slike lokaliteter er dårlig. I tillegg er dybdemodellene ofte av dårligere kvalitet i indre fjorområder, og vil kunne føre til feil i forhold til angivelse av tilgjengelig grunt sjøareal.

Langs kysten av våre nordligste fylker har vi observasjoner som viser en ytre eksponert sone med intakt tareskog og en midtre og indre sone der kråkeboller har beitet ned tareskogen. Grensen eller overgangssonen mellom tareskog og kråkeboller er på bakgrunn av observasjoner satt ved en bestemt verdi for bølgeeksponering, og grenseflatene kan modelleres i for eksempel bånd på 100 m bredde slik som gjort i resultatene her (Figur 8). Siden kråkebollene i denne sonen opptre i like store tettheter, er større og har mer rogn (høyere gonadeindeks) enn kråkebollene på nedbeitet bunn lenger inn (Skadsheim m.fl. 1993, 1995, Sivertsen 1997b, Christie & Rueness 1998), vil vi foreslå en **høstestrategi** som går ut på å høste i dette grenseskiktet ut mot tareskogen. Ved å høste så effektivt i denne sonen at kråkebolletettheten reduseres til et nivå ned mot 5-10 individer per m² (Christie m.fl. 2005), vil tareskog vokse til og det etableres nye arealer med tareskog langs kysten (slik det er beskrevet flere steder der kråkebollene reduseres, se Norderhaug & Christie 2009). Man kan da neste år høste i neste belte innenfor som har kråkeboller som har oppnådd bedre kondisjon på grunn av bedre næringsforhold, og slik kan man fortsette innover år etter år. Dette er en høstestrategi som vil være bedre egnet enn høsting av mindre kråkeboller med dårligere kondisjon og som trenger lengre tid med oppforing før rogn er blitt stor nok til salg. Dersom man klarer å høste hele beltet på 100 m nær grensesonen og få gjenvekst av et 100 m belte med tareskog hvert år, vil topografien føre til ulike høstearealer totalt på de tre nordligste fylker for hvert av de påfølgende år (se Figur 9). Første år vil man få gjenvekst på 73 km² med en årlig produksjon på over 700 000 tonn tare-biomasse og som vil binde 0,3 millioner tonn CO₂. Dersom man legger til grunn en slik urealistisk høy høsteeffektivitet

langs hele kysten hvert år vil man kunne høste på nåværende ressurs i noe over 40 år før all tareskog er gjengrodd. Det er imidlertid ikke realistisk å regne med at kråkebollerressursene kan høstes ned over så store områder som vi har i Nord-Norge, over 3 500 km² med nedbeitet bunn og 80 milliarder kråkeboller. Dersom ressursene skulle skrumpe på grunn av naturlig dødelighet (som vi har referert fra Midt-Norge) og overbeskatning, vil man likevel ha store områder og sannynligvis mange tiår for å omstille næringen f. eks. mot mer intensiv virksomhet.

Den grønne kråkebollen er tilsynelatende tilpasset til å opprettholde høye tettheter på nedbeitete områder over mange tiår, sannsynligvis på grunn av god rekruttering og lang levetid. Imidlertid har vi observert en tendens til utdøing i de sørlige områder av der nedbeitingen har vært registrert. Dette gjelder først og fremst på Trøndelagskysten, men det har også spredd seg gradvis nordover til Sør-Helgeland. I en vurdering av fremtidig strategi for høsting og ressursituasjon for kråkeboller, bør man ta høyde for dette fenomenet selv om det er umulig å forutsi framtidig utvikling. Fortsatt er det gode kråkebolleforekomster mange steder på kysten sør i Nordland fylke, men skal man satse på en framtidig kråkebollenæring bør man prioritere Troms og Finnmark og de nordligste delene av Nordland ned mot polarsirkelen.

Modellene og observasjonene viser en klar tendens til høyest tetthet av kråkeboller opp mot grunna (Figur 3) og med synkende tettheter nedover på dypet, med svært lave tettheter på 20 m dyp. Resultatene tyder også på at det har vært et skifte i tetthetsfordeling i en nord-sør gradient over tid. Modellen i Figur 4 viser høyeste tettheter nær overflaten lengst mot nord, slik at en **høstestrategi** burde være å høste nær overflaten i våre aller nordligste områder. Taren har best lys og vokser bedre i de øverste metrene, og dersom man i en høstestrategi vil stimulere til gjenvekst av tare, er det mest fornuftig å redusere tettheten av kråkeboller i de øverste metrene.

Til denne rapporten er det utviklet et elektronisk kartmateriale som presenterer fordeling av tare, nedbeitete områder og spesielle områder som ansees som gunstige for høsting av kråkeboller. Dette kartmateriale foreligger som digitale filer der man kan zoome og bevege seg mellom de ulike kommuner og lokaliteter. Eksempler på disse kartene er vist i Figurene 6, 7 og 8. Dette materialet er basert på modeller og viser hvor det er sannsynlig at det finnes for eksempel gode forekomster av kråkeboller. Man må imidlertid være klar over at slike modeller ikke kan avspeile den naturlige forekomsten med store lokale variasjoner. Imidlertid vil dette kartmaterialet kunne være til nytte for å vurdere ressurser, høstestrategi og gunstige områder.

Situasjonen langs kysten av Nordland, Troms og Finnmark er at kråkebollene har beitet ned store arealer av tidligere tareskogsområder, og at kråkebollene siden 1970 har blitt betraktet som et problem som reduserer produksjon, marine ressurser, fiskerier og mangfold i kystsonen (se Sakshaug m.fl. 2002, Norderhaug & Christie 2009). Sakshaug m.fl. (2002) foreslo høsting av kråkeboller som et tiltak for å få tilbake tareskogen, og denne rapporten har gått videre med dette i den foreslåtte høstestrategien. Som nevnt over viser alle undersøkelser at når man reduserer kråkebolletettheten tilstrekkelig, vil tareskogen gro til. De beregninger og vurderinger som er gjort her viser at gjenvekst av tareskog har store gevinster både når det gjelder et positivt CO₂-regnskap, en positiv økning i marinbiologisk mangfold langs kysten og ikke minst en positiv økning av leveområder og produksjon for viktige ressurser som fisk og skalldyr langs kysten. Gjenvekst av store områder med tareskog vil kunne bidra til å snu en negativ utvikling som har preget miljø og ressurser langs kysten de siste årene. Innenfor det nedbeitete området vil det naturlig ha vokst stortare i ytre områder og sukkertare på mer beskyttede kystområder og innover i fjordene. Sukkertare har de siste årene vært kraftig redusert på kysten av Sør- og Vestlandet på grunn av årsaker som klimaendring og eutrofiering og har derfor vært satt på rødliste. I følge våre estimater vil sukkertare være vel så utsatt i Nord-Norge på grunn av kråkebollebeiting og sukkertarens status som rødlistet kan mulig forsterkes. En effektiv og grundig høsting av kråkeboller i mer beskyttede strøk kan derfor være tiltak som kan bidra til å øke forekomstene av sukkertare i Nord-Norge. Når det gjelder CO₂-gevinst, vil beregnet gjenvekst av tare på de arealene som nå er nedbeitet binde opp i størrelsesorden 14 mill tonn CO₂. Dette betyr at tareskog, som skog på land, vil kunne bidra positivt i et klimaregnskap hvis man sørger for å ivareta og fremme vekst av disse skogene. Imidlertid er tareskogenes areal og biomasse mindre enn våre

skoger på land (totalt er tareskogene på norskekysten estimert til omrent samme areal som dyrket mark), og for å sette dette i et perspektiv ligger det samlede årlige norske utslippet av CO₂ på et nivå mellom 40 og 50 mill tonn.

Denne rapporten beskriver dermed mulighet for en vinn-vinn-situasjon ved å utvikle en langsiktig næring basert på strategisk høsting av kråkeboller og samtidig gi en positiv gevinst på miljø og andre ressurser langs kysten av våre tre nordligste fylker gjennom gradvis reetablering av tareskog.

5. Referanser

- Abdullah MI, Fredriksen S. 2004. Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84: 887.
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L, Bakkestuen V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science* 66: 2106-2115.
- Bekkby T, Erikstad L, Christensen, O, Longva, O. 2005. Effekten av skala og kriterier for inndeling i marine substrattyper. *Vann* 1: 35-43.
- Burnham KP, Anderson DR. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference* (2 utgave), Springer-Verlag, New York. 488 s.
- Chapman ARO. 1981. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelps in St. Mararet's Bay, eastern Canada. *Marine Biology* 62: 307-311.
- Christie H, Fredriksen S, Rinde E. 1998. Regrowth of kelp and colonisation of epiphyte and fauna community after kelp trawling at the coast of Norway. *Hydrobiologia* 375/376: 49-58.
- Christie H, Leinaas HP, Skadsheim A. 1995. Local patterns in mortality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, at the Norwegian coast. I: Skjoldal HR, Hopkins C, Erikstad KE, Leinaas HP (red.). *Ecology of fjords and coastal waters*. Amsterdam: Elsevier science s. 573-584.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM. 2007. Bushy or smooth, high or low; Importance of habitat architecture and vertical level for distribution of fauna on kelp. *Journal of Sea Research* 58: 198-208.
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396: 221-233.
- Christie H, Rueness J. 1998. Tareskog s. 165-189. I: Rinde E, Bjørge A, Eggereide A, Tufteland G. (red.). *Kystøkologi, den ressursrike norskekysten*. Oslo: Universitetsforlaget, s. 165-189.
- Christie H, Rinde E. 1995. Endringer i kråkebolleforekomst, kråkebolleparasitt og bunnalgevegetasjon langs kysten av Midt-Norge. *NINA Oppdragsmelding* 359. 39 s.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal Marine Biological Association UK*, 83: 687-699.
- Mann KH. 2000. *Ecology of coastal waters. With implications for management*. Oxford, Blackwell Science.
- Marstein AC. 1997. Epiphytic algae on kelp stipes from Vega - an area with varying densities of sea urchins. *Blyttia* 3:123-129.
- Norderhaug KM, Christie H, Rinde E. 2002. Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns. *Marine Biology* 141: 965-973.
- Norderhaug KM, Christie H, Rinde E. 2002. Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns. *Marine Biology* 141: 965-973.
- Norderhaug KM, Christie H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5: 515-528.
- Norderhaug, KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1279-1286.
- Norderhaug, KM, Fredriksen S, Nygaard K. 2003. The trophic importance of *Laminaria hyperborea* to kelp forest consumers and the importance of bacterial degradation for food quality. *Marine Ecology Progress Series* 255:135-144.
- R Development Core Team. 2008. R Development Core Team, R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rinde E, Rygg B, Bekkby T, Isæus M, Erikstad L, Sloreid S-E, Longva O. 2006. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DNs Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. *NIVA rapport* 5321-2006.
- Sakshaug E, Sjøtun, K. m. fl. 2002. Nedbeiting av tareskog i Norge. Report to Ministry of fishery and coastal affairs. 49 sider.

- Siikavupoio SI. 2009. Green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) in aquaculture: the effect of environmental factors on gonad growth. Doktorgradsavhandling. Universitetet i Tromsø. 55 s.
- Sivertsen K. 1982. Utbredelse og variasjon I kråkebollenes nedbeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. Nordlandsforskning, Bodø, Rapport nr. 7. 31 s.
- Sivertsen K. 1991. Redusert tareskog på kysten av Troms. Rapport, Norges Fiskerihøgskole, Tromsø. 34 s.
- Sivertsen K. 1997a. Geographical and environmental factors affecting the distribution of kelp beds and barren grounds and changes in biota associated with kelp reduction at sites along the Norwegian coast. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 2872-2887.
- Sivertsen K. 1997b. Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. Doktorgradsavhandling, Universitetet i Tromsø.
- Sivertsen K. 2002a. Kartlegging av kråkebolleforekomster I Indre Laksefjord i Finnmark. Høyskolen i Finnmark rapport nr. 13.
- Sivertsen K. 2002b. Kartlegging av fangstbare forekomster av kråkeboller I Vest-Finnmark. Høyskolen i Finnmark, rapport nr. 14.
- Sivertsen K. 2006. Overgrazing of kelp beds along the coast of Norway. Journal of Applied Phycology 18:599-610.
- Sivertsen K, Wentzel-Larsen T. 1989. Fangstbare forekomster av kråkeboller. Nordlandsforskning, Bodø, rapport nr. 3. 59 s.
- Skadsheim A, Rinde E, Christie H. 1993. Forekomst og endringer i kråkebolletetthet, kråkebolleparasitt og gjenvækst av tareskog langs norskekysten fra Trøndelag til Troms. NINA Oppdragsmelding 258. 39 s.
- Skadsheim A, Christie H, Leinaas HP. 1995. Population reduction of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinodermata) in Norway and possible relationships to its endoparasite *Echinomermella matsi* (Nematoda). Marine Ecology Progress Series 119: 199-209.
- Walday MG, Berge JA, Helland, A, Rinde, E. 2006. Konsekvensutredning for Ytre Hvaler, Østfold. Deltema naturmiljø i sjøen. NIVA rapport: 72 s.

Vedlegg 1. Oversikt over modellert gjennomsnitt per m² og totalt antall grønne kråkeboller (i millioner), areal nedbeitet og areal tareskog i hver kommune i de tre nordligste fylker. Det er også gjort beregninger totalt for hvert fylke og for hele landsdelen. For hvert fylke er kommunene sortert etter nedbeitet areal og antall kråkeboller. NB: verdiene for kråkeboller og nedbeiting fra de sørligste kommunene i Nordland er sannsynligvis overestimerte pga nylig gjenvekst av tareskog på tidligere nedbeitete områder.

Fylke og kommune	Gjennomsnittlig ant. boller per m ²	Antall boller (mill.)	Areal nedbeitet (km ²)	Areal tareskog (km ²)
Nordland				
Vega	16,7	3 007	180,4	306,7
Steigen	19,6	2 890	147,8	20,4
Bodø	20,2	2 736	135,2	12,5
Lurøy	17,5	2 590	148,0	29,2
Herøy	19,3	2 203	114,4	84,9
Rødøy	19,2	1 921	100,3	30,3
Brønnøy	17,1	1 822	106,6	95,7
Alstahaug	16,7	1 572	94,3	0,0
Dønna	18,2	1 534	84,4	12,3
Meløy	18,2	1 406	77,4	68,1
Hamarøy	22,0	1 393	63,4	0,0
Lødingen	18,8	1 345	71,6	0,0
Ballangen	22,6	1 321	58,5	0,0
Gildeskål	18,0	1 313	72,8	19,2
Vågan	18,7	1 006	53,7	148,9
Sortland	34,5	946	27,5	0,0
Bindal	18,4	928	50,4	21,8
Andøy	28,9	821	28,4	164,3
Hadsel	25,0	804	32,1	54,1
Vestvågøy	17,9	797	44,6	90,1
Tysfjord	18,3	769	42,0	0,0
Sømna	13,1	760	57,9	39,5
Sørfold	20,9	738	35,3	0,0
Tjeldsund	23,6	653	27,7	0,0
Øksnes	18,6	605	32,4	32,2
Træna	14,9	530	35,6	53,7
Nesna	17,8	529	29,7	0,0
Narvik	21,6	501	23,2	0,0
Fauske	17,0	423	24,9	0,0
Rana	22,0	331	15,1	0,0
Flakstad	17,8	326	18,3	89,2
Evenes	21,1	315	14,9	0,0
Bø	18,4	284	15,4	67,5
Leirfjord	17,1	244	14,3	0,0
Vevelstad	15,5	241	15,5	0,0
Vefsn	19,9	229	11,5	0,0
Moskenes	20,2	225	11,2	33,8
Røst	19,3	207	10,7	122,1
Hemnes	18,6	203	10,9	0,0
Beiarn	23,9	143	6,0	0,0
Værøy	29,4	102	3,5	92,5
Saltdal	18,9	74	3,9	0,0
Grane	0,0	0	0,0	0,0
Hattfjelldal	0,0	0	0,0	0,0
Sum Nordland	835.1	40 790	2 152	1 689

Troms				
Tromsø	25,3	3 942	155,5	206,4
Karlsøy	26,0	3 007	115,6	230,7
Lenvik	24,1	1 329	55,1	21,7
Tranøy	23,4	1 053	45,0	0,0
Harstad	23,1	915	39,7	0,0
Skjervøy	28,4	887	31,2	12,1
Lyngen	28,7	851	29,7	0,0
Balsfjord	27,0	847	31,4	0,0
Bjarkøy	21,0	767	36,6	7,0
Kvæfjord	27,3	745	27,3	0,0
Berg	28,9	725	25,1	92,9
Kvænangen	28,4	689	24,3	0,5
Nordreisa	32,8	482	14,7	0,0
Torsken	22,1	423	19,1	26,6
Ibestad	23,6	403	17,1	0,0
Skånland	23,1	313	13,6	0,0
Dyrøy	24,9	298	12,0	0,0
Salangen	22,7	228	10,0	0,0
Storfjord	28,6	208	7,3	0,0
Kåfjord	28,8	178	6,2	0,0
Gratangen	23,1	177	7,7	0,0
Målselv	32,2	151	4,7	0,0
Sørreisa	24,0	103	4,3	0,0
Lavangen	24,7	75	3,0	0,0
Bardu	0,0	0	0,0	0,0
Sum Troms	622.2	18 798	736.0	598.0
Finnmark				
Porsanger	31,6	2 609	82,5	0,0
Måsøy	35,4	2 478	70,1	75,5
Sør-Varanger	31,2	2 002	64,1	9,5
Lebesby	34,0	1 919	56,4	20,5
Hammerfest	31,6	1 624	51,3	53,0
Nordkapp	35,4	1 621	45,8	48,6
Alta	29,3	1 363	46,5	0,2
Hasvik	32,9	1 200	36,5	64,2
Gamvik	36,0	951	26,4	48,5
Loppa	28,9	715	24,8	40,4
Kvalsund	32,4	699	21,6	9,4
Tana	33,6	655	19,5	0,0
Berlevåg	37,3	549	14,7	69,0
Vadsø	30,1	517	17,2	0,6
Nesseby	33,6	477	14,2	0,0
Båtsfjord	36,5	419	11,5	40,5
Vardø	33,4	385	11,5	35,0
Kautokeino	0,0	0	0,0	0,0
Karasjok	0,0	0	0,0	0,0
Sum Finnmark	563.1	20 183	614.7	515.1
Sum alle fylker	2 020	79 771	3 503	2 802

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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