

472

OPPDRAKSMELDING

Sjøfugl, tareskog og taretråling:
en kunnskapsstatus

Jan Ove Bustnes
Hartvig Christie
Svein-Håkon Lorentsen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Sjøfugl, tareskog og taretråling: en kunnskapsstatus

Jan Ove Bustnes
Hartvig Christie
Svein-Håkon Lorentsen

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport**NIKU Fagrapport**

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding**NIKU Oppdragsmelding**

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset, normalt 50-100.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Bustnes, J.O., Christie, H. & Lorentsen, S.-H. 1997. Sjøfugl, tareskog og taretråling: en kunnskapsstatus. - NINA oppdragsmelding 472: 1-43.

Tromsø, juni 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0797-4

Forvaltningsområde:

Kystøkologi

Costal ecology

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning og kulturminneforskning (NINA•NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjell Einar Erikstad

NINA•NIKU, Tromsø

Design og layout:

Elin Skoglund

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tromsø

9005 Tromsø

Tlf: 77 60 68 80

Fax: 77 60 68 82

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 18350

Ansvarlig signatur:

Even Fjorvansen

Oppdragsgiver:

Direktoratet for Naturforvaltning

Miljødepartementet

Referat

Bustnes, J.O., Christie, H. & Lorentsen, S.-H. 1997. Sjøfugl, tareskog og taretråling: en kunnskapsstatus. - NINA oppdragsmelding 472: 1-43.

Jan Ove Bustnes, NINA Avdeling for Arktisk økologi, Storgata 25, 9005 Tromsø. Hartvig Christie, NINA Avdeling for Landskapsøkologi, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo. Svein-Håkon Lorentsen, NINA, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Bakgrunnen for dette prosjektet er en økende bekymring for at taretråling kan være en trussel mot sjøfugl. Rapporten gir en oppsummering av eksisterende kunnskap om hvordan sjøfugl bruker tareskogen og mulige negative effekter av taretråling.

Tareskogen er et økosystem med høy artsdiversitet og produksjon, og den er et viktig næringsøkosystem for flere sjøfuglarter, som havdykkender, skarver og teist. Disse artene bruker ofte de samme lokalitetene fra år til år og det meste av bestandene vil finnes innenfor begrensede områder. Eventuelle negative effekter av taretråling vil derfor stort sett være lokale, og det meste av taretrålingen kommer sannsynligvis ikke i konflikt med sjøfuglbestander.

I hvilken grad taretråling påvirker sjøfugl er avhengig av hva som skjer med næringsforholdene. Hvis næringsmengden for sjøfugl reduseres vil et område kunne bli uegnet, men det finnes ikke sikre data som kan si om dette skjer som direkte følge av taretråling. Det finnes likevel indikasjoner på at sjøfugl påvirkes av denne aktiviteten. Mest tydelig er dette ved Runde, der det ved flere anledninger er observert reduksjoner i antallet sjøfugl etter taretråling. Ved Smøla er utviklingen i flere sjøfuglbestander negativ sammenlignet med områder der det ikke tråles etter tare. Det er derimot usikkert om dette skyldes taretrålingen. Data samlet inn gjennom dette prosjektet viser at en viss sjøfuglbestand kan finnes i taretrålingsområder, og at fugler ofte beiter i trålfeltene. For å unngå at sjøfugl kan bli skadelidende ved taretråling forslår vi noen «føre var» tiltak. For det første mener vi at det bør undersøkes om det finnes sjøfuglkonsentrasjoner i områder der man planlegger tråling. Ved teist- og skarvkolonier, og på betydelige vinter- og myte lokaliteter bør man ikke tråle innenfor visse soner. Kunnskapen om sjøfuglens forhold til tareskogen bør bli bedre, og det bør gjennomføres kontrollerte eksperimenter for å finne ut hvilke effekter taretråling kan ha.

Nøkkelord: sjøfugl, næringsøkologi, utbredelse, tareskog, taretråling

Abstract

Bustnes, J.O., Christie, H. & Lorentsen, S.-H. 1997. Seabirds, kelp beds and kelp trawling: a summary of knowledge. - NINA oppdragsmelding 472: 1-43.

In recent years concerns have been expressed about possible negative effects of kelp trawling on seabirds. The aim of this project is to present existing knowledge about the interaction between seabirds and kelp beds, and the possible negative effects of kelp trawling.

The kelp forest is an ecosystem with high species diversity and production, and various seabirds, such as sea ducks, cormorants, shags and black guillemots use it as a feeding habitat. These species show a large extent of site fidelity, and most of the populations may be found in restricted areas. Most of the kelp trawling therefore do not interact with seabirds and effects will be local.

The influence of kelp trawling on seabirds depends on how the feeding conditions are affected. If the amount of food is reduced, areas might become useless, but there are no direct evidence that kelp trawling reduces food for seabirds. There are, however, indications that kelp trawling does have effects on seabirds, and at Runde (Møre og Romsdal), the numbers of several species have dropped following kelp trawling on at least three occasions. At Smøla, where kelp is also trawled, the population of several seabird species have declined compared to areas without kelp trawling. However, the relationship between seabirds and kelp removal has not been established for this area. Data collected in this project indicate that certain seabird populations can be sustained in an area with kelp trawling, and that birds feed in the trawl zones. To avoid potential effects on seabirds we argue that it is necessary to investigate whether there are seabird concentrations in an area before trawling can be started. Close to cormorant, shag and black guillemot colonies there should be no trawling within a certain zone. Neither should important winter and moulting sites for seabirds be trawled. The knowledge about how seabirds depend on kelp beds should be increased, and controlled experiments should be conducted to establish the effects of kelp trawling.

Key words: Seabirds, Feeding ecology, Distribution, Kelp forest, Kelp trawling

Jan Ove Bustnes, NINA Department of Arctic ecology, Storgata 25, 9005 Tromsø. Hartvig Christie, NINA Department of Landscape Ecology, P. O. Box 736 Sentrum, 0105 Oslo. Svein-Håkon Lorentsen, NINA, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Innhold

| | | | | |
|---|----|----|------------------|----|
| Referat..... | 3 | 9 | Sammendrag | 38 |
| Abstract | 4 | 10 | Summary | 39 |
| Forord..... | 6 | 11 | Referanser..... | 40 |
| 1 Innledning..... | 6 | | | |
| 2 Tareskogen som økosystem | 7 | | | |
| 2.1 Utbredelse og økologi..... | 7 | | | |
| 2.2 Invertebrater og fisk i tareskogen | 7 | | | |
| 3 Taretråling | 9 | | | |
| 3.1 Metoder og høstingsgrad..... | 9 | | | |
| 3.2 Økologiske effekter av taretråling | 9 | | | |
| 3.2.1 Effekter på forekomsten av invertebrater | 9 | | | |
| 3.2.2 Effekter på forekomst av fisk | 10 | | | |
| 4 Sjøfugler langs norskekysten | 11 | | | |
| 4.1 Artsbeskrivelser | 11 | | | |
| 4.1.1 Storskarv <i>Phalacrocorax carbo</i> | 11 | | | |
| 4.1.2 Toppskarv <i>Phalacrocorax aristotelis</i> | 11 | | | |
| 4.1.3 Ærfugl <i>Somateria mollissima</i> | 12 | | | |
| 4.1.4 Sjørørre <i>Melanitta fusca</i> | 13 | | | |
| 4.1.5 Svartand <i>Melanitta nigra</i> | 13 | | | |
| 4.1.6 Havelle <i>Clangula hyemalis</i> | 13 | | | |
| 4.1.7 Kvinand <i>Bucephala clangula</i> | 14 | | | |
| 4.1.8 Siland <i>Mergus serrator</i> | 14 | | | |
| 4.1.9 Laksand <i>Mergus merganser</i> | 14 | | | |
| 4.1.10 Teist <i>Cepphus grylle</i> | 14 | | | |
| 4.1.11 Andre arter | 15 | | | |
| 5 Hva påvirker utbredelsen av sjøfugl?..... | 15 | | | |
| 5.1 Generelle forhold | 15 | | | |
| 5.2 Sjøfuglers habitatbruk i gruntvannsområder: En kunnskapsstatus | 16 | | | |
| 5.2.1 Havdykkender | 16 | | | |
| 5.2.2 Skarver | 18 | | | |
| 5.2.3 Teist..... | 22 | | | |
| 5.2.4 Måker og terner | 23 | | | |
| 6 Hvordan kan taretråling påvirke sjøfugl?..... | 24 | | | |
| 6.1 Mulige effekter | 24 | | | |
| 6.2 Eksempler på at taretråling kan ha hatt negativ effekt på sjøfuglbestander | 25 | | | |
| 6.3 Utviklingen i sjøfuglbestander i trålingsområder i forhold til trålfrie områder | 26 | | | |
| 6.3.1 Hekkende sjøfugl..... | 26 | | | |
| 6.3.2 Overvintrende fugl..... | 26 | | | |
| 6.4 Kan det finnes positive effekter av taretråling for sjøfugl?..... | 28 | | | |
| 7 Feltstudium ved Finnøy | 29 | | | |
| 7.1 Introduksjon | 29 | | | |
| 7.2 Metoder..... | 30 | | | |
| 7.3 Resultater og diskusjon | 31 | | | |
| 7.3.1 Antall fugler og habitatbruk..... | 31 | | | |
| 7.3.2 Næring hos ærfugl..... | 32 | | | |
| 7.3.3 Næring hos toppskarv | 32 | | | |
| 7.4 Konklusjon fra Finnøy | 35 | | | |
| 8 Hovedkonklusjon | 36 | | | |
| 8.1 Hvorfor er sjøfugl sårbar?..... | 36 | | | |
| 8.2 Er taretråling skadelig for sjøfugl? | 36 | | | |
| 8.3 Kunnskapsbehov | 36 | | | |
| 8.4 Forslag til «føre var» tiltak | 37 | | | |

Forord

Dette prosjektet ble satt igang som følge av et ønske fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Miljøverndepartementet (MD) om bedre kunnskap om taretrålingens virkning på sjøfugl.

Vi ønsker å takke flere personer for hjelp i forbindelse med prosjektet. Jan Helge Fosså for en kritisk gjennomgang av tidligere utkast av rapporten, og for nyttige diskusjoner rundt emnet sjøfugl taeskog. Alv Ottar Folkestad har bidratt med sjøfuglobservasjoner i relasjon til taretråling ved Runde. Magne Gilje har også bidratt med nyttig informasjon i forbindelse med taretråling. Rob Barrett har sett på den engelske teksten i rapporten, og Sølvi Simons har gjort arbeidet med å bestemme otolitter.

Tromsø, mai 1997

Jan Ove Bustnes

1 Innledning

Arealet av taeskogen langs norskekysten er anslått til ca 10 000 km², og er like stort som hele det norske jordbruksarealet (Fosså 1995, Sivertsen et al. 1990). På de store gruntvannsområdene langs kysten av Vestlandet og Nord-Norge kan taeskogene strekke seg flere ti-talls kilometer utover i havet. Halvparten av tareområdene domineres av stortare (*Laminaria hyperborea*), mens resten består av andre tarearter. Stortaren har sin utbredelse i nordøstre Atlanteren, fra Portugal i sør til Russland i nord, og vokser langs hele norskekysten. Den er mest utbredt på eksponerte områder og danner ofte en tett skog som er ca 2 m høy. Vertikalutbredelse er fra rett under tidevannssonen ned til ca 30 m.

Langs de sørvestlige delene av Norskekysten, fra Rogaland til Møre, høstes stortare for videreføring til alginat, og siden midten på 1960-tallet er taretråling blitt en stadig viktigere næringsvei. For tiden høstes det årlig rundt 165 000 tonn, og tareindustrien eksporterer for rundt 500 millioner norske kroner. Det er knyttet et betydelig antall arbeidsplasser til denne aktiviteten. Taretrålingen drives av selskapet PRONOVA Biopolymer, som har sitt hovedkontor i Haugesund.

Til tross for sin økonomiske betydning har taretrålingen vært omstridt. Graden av konflikter har økt de senere årene, og det er blitt hevdet at taretråling reduserer fangstene for lokale fiskere, at den medfører dårligere bølgedempning og dermed større erosjon, og at den reduserer artsdiversiteten i bunndyrsamfunnene. Det er skrevet flere utredninger og rapporter som behandler forskjellige effekter av taretrålingen på miljøet (se Fosså 1995 for en gjennomgang).

De siste par tiårene er det blitt fokusert mye på sjøfugl og de bestandsnedgangene som har funnet sted hos flere arter (se Anker-Nilssen & Barrett 1991), men det er gjort lite for å undersøke hvordan taretråling påvirker sjøfugl. Fra miljøvernhold har man fryktet at taretrålingen ødelegger beiteområder for fugl. Blant annet derfor har en ønsket å opprette marine verneområder som omfatter sjøarealer, noe som muliggjør et forbud mot taretråling innenfor avgrensede soner, ved for eksempel sjøfuglkolonier. I Sogn og Fjordane vil slike verneplaner, i følge

PRONOVA, kunne bety at taretrålerne blir utestengt fra ca 40 av de høstningsområdene de har hatt tilgang på. Verneplanene har ført til en opphetet debatt mellom verneinteresser og tarenæringen.

Høsten 1995 ble det bevilget penger fra Miljøverndepartementet og Direktoratet for naturforvaltning for å utrede hvilke effekter taretråling kan ha på sjøfugl. Slik informasjon kan gi grunnlag for en bedre forvaltning av sjøfugl og tareskog.

Rapporten er i hovedsak bygd på eksisterende kunnskap og vi har valgt å se problemet på et generelt grunnlag og diskuterer bare i liten grad spesifikke områder. Tilgjengelig litteratur om tareskogsøkologi og taretråling, samt habitatvalg og næringsbiologi hos forskjellige sjøfuglarter, er gjennomgått. Når det gjelder sjøfuglers habitatvalg i områder der det drives taretråling, fantes ingen informasjon, slik at vi fant det hensiktsmessig å gjøre en begrenset datainnsamling på kysten av Møre (Finnøy).

Rapporten er delt i flere deler. Den første delen tar for seg tareskogen som økosystem. Deretter diskuterer taretråling og de strukturforandringer som den medfører i tareskogen. Videre tar vi for oss sjøfugløkologi, og eksisterende kunnskap om sammenhengen mellom sjøfugl og tareskog. Mulige virkninger av taretråling på utbredelsen av sjøfugl og tilfeller der man mener at taretråling kan ha hatt skadevirkninger på sjøfuglforekomstene blir så diskutert. I kapittel 7 presenteres data som er samlet inn ved Finnøy på Mørkekysten i forbindelse med dette prosjektet. Til slutt følger en hovedkonklusjon som tar for seg kunnskapsbehov og mulige «føre var» tiltak for å unngå eventuelle negative effekter for sjøfugl ved taretråling.

2 Tareskogen som økosystem

2.1 Utbredelse og økologi

Langs hele Norskekysten finnes store, ofte bølgeeksponerte gruntvannsområder med fjellbunn som er dekket med stortare (*Laminaria hyperborea*). I mer beskyttede områder dominerer sukkertaren (*Laminaria saccharina*), men stortare finnes også på slike steder (Fosså & Sjøtun 1993). De mest frodige tareskogene dannes i de øvre og mest eksponerte delene av tareplantenes vertikale vokseområde. I det geografiske utbredelsesområde i Norge, er plantene størst på Nordvestlandet og avtar i lengde og biomasse mot nord og sør (Sjøtun et al. 1995).

I de siste tiårene er deler av tareskogen i Norge blitt beitet ned av kråkeboller (Sivertsen 1991a, Hagen 1983, Halvorsen et al. 1987). Nedbeiting av tareskogen har ført til dannelsen av uproduktive undervannsrør med svært lav artsdiversitet (Johnson & Mann 1988). Dette har stort sett skjedd fra Sør-Trøndelag og nordover (Sivertsen 1991a, Skadsheim et al. 1993).

2.2 Invertebrater og fisk i tareskogen

Tareskogen er et høyproduktivt økosystem med stor diversitet av bentiske organismer, samt pelagiske dyr (Harrold & Pearse 1987, Christie 1995, Fosså 1995). Det rike dyrelivet i tareskogen skyldes både en høy primærproduksjon (blant de høyeste av de naturlige økosystemer man kjenner til) og en stor habitat-heterogenitet. Bunnen mellom tareplanten, alger i undervegetasjonen, epifyttiske alger og mosdyr på tarens stilk, tarens festeorgan (hapteren), tarens stilk, tarens blad, vannmassene mellom tareplantene, og vannmassene rett over tarebladene utgjør alle forskjellige typer habitater som kan utnyttes av ulike dyr. Dette gir rom for et mangfold av organismer og muligheter for forskjellige næringskjeder.

Undersøkelser som er utført i tareskoger langs Norskekysten viser et stort artsmangfold. Over 200 arter (eller taxa) av makrofauna invertebrater er vanlige. Det er rimelig å anta at artslistene ville ha blitt

lengre med en bedre taksonomisk ekspertise innen flere av dyregruppene. De viktigste dyregruppene er flerbørstemark, snegl, muslinger, krepsdyr, pigghuder og mosdyr. I tillegg finnes det innholdsrike meiofaunaer, der spesielt nematoder, ostracoder og harpacticoide copepoder er tallrike (Moore 1973). Det pågår nå prosjekter som studerer habitatutnyttelse og levesett til de viktigste komponentene i tareskogsfaunaen, og en vet at det finnes arter som er spesielt knyttet til de ulike deler av tareplanten (Christie 1995). Noen arter lever skjult (kryptisk), andre lever på overflater og er ofte krypende eller krabbene, mens andre igjen er mer mobile (svømmende). De mest tallrike dyrene er svært små og kan være vanskelig tilgjengelig for predatorer.

Forskjellige levesteder og levevis hos sekundærproduksjonene i tareskogen fører til et mangfold av tilpasninger hos predatorer, noe som gir seg utslag i ulike næringskjeder. Dette gjenspeiles i det store mangfold av fisk som utnytter forskjellige nisjer i tareskogen. Det finnes typiske bunnfisk som kystringbuk, tangsprell, ulker og enkelte kutlinger. Andre svømmer mellom tarestilkene, som flere arter leppefisk, andre kutlinger, rognkjeks og torsk, mens sei og lyr gjerne beveger seg rett over tarebladene (Fosså & Sjøtun 1993, H. Christie pers. obs.).

Fosså (1995) gir en oppsummering av forholdet fisk tareskog, og flere studier har vist at tareskoger inneholder viktige habitater for forskjellige fiskearter. Slike undersøkelser er særlig gjort på vestkysten av USA der *Macrocystis* (giant kelp) skogene er blitt undersøkt.

Det finnes noen studier av artsammensetningen av fisk i tareskogene på Vestlandet. Høisæter & Fosså (1993) påviste at torskefisker (sei, lyr, torsk) dominerte i stortareskog om vinteren, mens leppefisker var vanligere om sommeren. Fallnotkast i tareskog har påvist mye leppefisk, tangkutlinger, ulker og tangsprell (Fosså 1989, 1995, Høisæter et al. 1992).

Undersøkelser av dyrelivet i tareskogen har foreløpig fokusert på antall individer av forskjellige arter eller dyregrupper, mens biomasse og produksjonsmålinger ikke er gjort. Invertebratfaunaen kan forekomme i meget høye tettheter, og i tareskog er det funnet over en halv million individer per m^{-2} (Christie 1995). Dette er ikke overraskende siden produksjonen er så høy og

tareplantene danner et økosystem med en større romlig struktur enn andre bunnsamfunn. Fra undersøkelser som er utført kan man slutte at det ikke er tilgjengelig næring, men plass som begrenser mengden av dyr (Christie 1995). Tilgjengelig habitatvolum er større mot overflaten, med økende eksponeringsgrad, og med økende alder på tareplanten, noe som betyr at faunatetthet kan variere fra sted til sted (Christie 1995). Mengden av dyr forandres også gjennom året, men mekanismer rundt sesongmessig vertikalmigrasjon, variabilitet i habitat og artenes biologi er lite studert.

Flertallet av dyrene i tareskogen er små. Dette betyr at biomassen ikke er spesielt høy selv om individtettheten er høy. Produksjonen og omsetningen av organisk stoff kan imidlertid være høy, og den er av større interesse enn biomassen. I en tareskog med mindre habitatvolum (mindre gjemmesteder) kan det være mindre biomasse, men man vet ikke om produksjonen nødvendigvis er mindre. Hvis mindre habitatvolum fører til færre gjemmesteder, kan det bety at byttedyrene er mer tilgjengelige for predatorer, og at byttedyrpopulasjoner er mer utsatt.

Tareskogen skiller seg fra andre bunnsamfunn langs Norskekysten først og fremst ved den høye primærproduksjonen og den store romlige strukturen. I tillegg til tarens og andre assosierte bentosalgers produksjon, kan tareskogen fungere som en felle for pelagisk produserte partikler. Høy produksjon og mange nisjer gir grunnlag for et rikt og mangfoldig dyresamfunn (oppsummert av Fosså 1995).

3 Taretråling

3.1 Metoder og høstingsgrad

Taretråling foregår i dag ved hjelp av spesialbygde trålere med en lastekapasitet på opp til 100 tonn. Selve høstingen skjer ved at en såkalt tintrål trekkes langs bunnen. Denne trålen river opp alle de store tareplantene inkludert hapterene og det dannes gater i tareskogen. De små tarerekruttene blir som oftest stående igjen. Tidligere ble tarefeltene høstet hvert fjerde år, men dette er blitt forandret til hvert femte år.

Det har vært diskusjon rundt begrepet høstningsgrad. Det vil si hvor mye av taren (%) som faktisk blir tatt opp innenfor et felt (Fosså 1995). Det er vanskelig å måle det faktiske uttaket av tare, men PRONOVA beregnet en høstegrad på 17% i et område (Svartoksen, Vevang) ved Smøla (Fosså 1995). Sivertsen (1991b) undersøkte tolv stasjoner i trålingsområdet ved Smøla og fant at gjennomsnittlig var 48% av områdene mellom 3 og 15 m dyp høstet. Dette tallet sier derimot ikke noe om hvor mye av den totale tarebestand i området som ble tatt opp. Sivertsen et al. (1990) mener at høstegraden i trålfeltene ligger mellom 6 og 13%. Høstningsgraden varierer også mye over korte avstander, ut fra tilgjengelighet, eksponeringsgrad, bunnforhold og taretetthet (se Fosså 1995 for en mer utfyllende diskusjon). Hovedproblemet er at beregningene av høstningsgrad gjøres over store felter, og at det ikke tas hensyn til lokale variasjoner innen et område.

Tidligere ble tarefeltene høstet hvert fjerde år, men dette er blitt forandret til hvert femte år. Undersøkelser har vist at selve tareplantene oppnår voksen størrelse på denne tiden, men tareskogen blir ikke økologisk moden i den forstand at diversiteten av assosiert flora og fauna blir fullstendig gjenopprettet, og plantene får en homogen aldersstruktur (Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994).

Det største uttaket av tare foregår nå på Mørekysten (100 000 tonn per år). Også Rogaland (24 000 tonn) og Sogn og Fjordane (42 000 tonn) er viktige fylker for tarenæringen, mens lite tare høstes i Hordaland (1700 tonn) på grunn av ugunstige bunnforhold (for det meste for kort og bratt kystflate) (Fosså 1995).

3.2 Økologiske effekter av taretråling

For terrestre økosystemer har fremveksten av fagfeltet landskapsøkologi gitt nye perspektiver på betydningen av habitater for opprettholdelse av det biologiske mangfoldet (f. eks. Ims 1991). Effekter av habitat-ødeleggelse, fragmentering og uniformering har i økende grad blitt gjenstand for forskningsinnsats, både teoretisk og gjennom større feltstudier.

På den akvatiske siden har man derimot ikke hatt de samme problemstillinger, selv om det i prinsippet dreier det seg om mange av de samme prosessene (Robbins & Bell 1994).

En av de faktorene som vektlegges innen landskapsøkologien er habitatets naturlige beskaffenhet. Er for eksempel habitatet naturlig fragmentert, eller er det homogent over store områder? Dette har svært ofte stor betydning for hvordan dyr er utbredt og hvordan de responderer på omveltninger (Nilsson & Ericson 1992).

Tareskogen er interessant i et slikt perspektiv fordi den både finnes som store homogene områder, og i en flekkvis fordeling (Robbins & Bell 1994). Taretrålen fragmenterer i de fleste tilfeller tareskogen og ren "flatehogst" forekommer sjelden. Det er altså en prosess som stykker opp habitatet, men hvordan dette virker inn på de tilknyttede dyresamfunnene er dårlig undersøkt.

3.2.1 Effekter på forekomsten av invertebrater

Det er utført to undersøkelser som begge viser hva som skjer med tareskogens populasjonsstruktur og tareskogsfaunaens sammensetning i felt som er blitt trålt (Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994). Trålen river løs de voksne tareplantene, mens en undervegetasjon dominert av små stortarerekrutter stort sett forblir uberørt. Disse rekruttene (kimplanter, juvenil tare) er normalt overskygget av den voksne tareskogen og bare få av disse får mulighet til å vokse opp. Etter taretråling får derimot alle gode lysforhold og vokser raskt. Det første året etter taretråling er tettheten av de nye plantene meget høy, men etterhvert som de vokser fører konkurranse om plass og lys til at de fleste dør. De kan nå en voksen størrelse (stilkengde) i løpet av 3-5 år. Det synes som

om vekstraten er den samme langs hele kysten av Vestlandet, men plantene blir lengre på Nord-Vestlandet enn på andre deler av kysten, og der tar restitueringen av plantene noe lengre tid.

Når tareskogen igjen kan tråles etter fem år er plantene stort sett størrelsesmessig restituert. Forskjellen på denne tareskogen og urørt tareskog er en homogen alders- og størrelsessammensetning, og at de tidligere trålte feltene vil ha en høyere tetthet av planter og en dårligere utviklet epifytflora og invertebratfauna.

Endringen i tareskogens struktur påvirker invertebratforekomstene. Data tyder på at faunaen i tareskogen er plassbegrenset og ikke næringsbegrenset (Christie 1995), og dersom det er skjulesteder nok kan tareskogen huse meget høye tettheter av invertebrater. En vesentlig del av invertebratene finnes i epifyttene på tarens stilk. I de første 3-4 år etter tråling er tarestilken stort sett begrodd med skorpeformete organismer, mens mer buskformete rødalger og mosdyr først etablerer et romlig habitat etter 4-5 år. Dyr som utnytter hapteren blir ikke på samme måte berørt. Hapterens volum øker gradvis ettersom taren vokser. Det reduserte haptervolumet i taretrålte områder kompenseres av økt tetthet, slik at individtetthet av hapter-fauna per arealenhet i taretrålte områder ikke går vesentlig tilbake. Imidlertid vil enkelte arter med dårlig spredningsevne bruke lang tid på å etablere seg innover i trålgatene, slik at artsmangfoldet blir noe redusert i haptersamfunnet.

Undersøkelsene av taretrålingens effekter på faunaen er ikke fullstendige, men det er grunn til å tro at de taretrålte områdene generelt har en redusert individtetthet og artsr rikdom (særlig på grunn av mangel på epifytter). En mer homogen og økologisk sett umoden skog gir rom for færre arter, men kan gi mulighet for en favorisering av enkelte arter.

Taretrålerne kommer ikke til på grunt vann og på områder med ujevn topografi. De tråler mest effektivt på flatere tarefluer, og fortrekker eksponerte områder der tareskogen er frodig ofte til dyp under 20 m. Ettersom habitatvolumet øker med eksponering øker dyrelivet i tareskogen med økende eksponeringsgrad, og man finner det rikeste dyrelivet oppover mot fjæra og utover i eksponerte farvann. Det betyr at

taretrålingen vanligvis ikke berører de aller rikeste områdene, men noen av de rikeste.

3.2.2 Effekter på forekomst av fisk

Det har vært hevdet fra fiskerhold at taretrålingen påvirker lokale fiskerier, og det finnes tilfeller der man mener at fangstene er blitt lavere etter at taretråling begynte (Anon. 1990). Bortsett fra en liten undersøkelse som ble foretatt av Per Svendsen tidlig på 1970 tallet (referert av T. Høysæter i Anon. 1990) finnes ingen norske undersøkelser om taretrålingens effekter på fiskeforekomstene. Svendsen fant ingen klare trender i fiskeforekomstene etter at tråling var foretatt. Derimot har flere utenlandske studier, især i *Macrocystis* skoger, vist at en fjerning eller uttynning av tareskogen medfører forandringer i artssammensetning og betydelige reduksjoner i mengden av fisk (f.eks. Bodkin 1988, Carr 1989 Ebling & Laur 1985). Bodkin (1988) fant at biomassen av fisk ble redusert med over 60 % etter at taren var helt fjernet. Dette gir grunn til å tro at taretrålingen under norske forhold har større konsekvenser for fordelingen av fisk der den medfører at store flater fjernes, enn om det bare skjer en fragmentering.

4 Sjøfugler langs norskekysten

4.1 Artsbeskrivelser

Norskekysten er et av de viktigste områdene for sjøfugl i Europa, både når det gjelder skarver, alkefugl og marine andefugler. Vi har her valgt å bruke begrepet sjøfugl om alle artene vi tar for oss, selv om de marine andefuglene (unntatt ærfugl) vanligvis ikke regnes blant sjøfuglene.

Sjøfugler kan grovt sett deles inn i to grupper: Arter som beiter i vannsøyla ute på åpent hav, og de kystnære artene som finner maten på- eller like over bunnen. Til de arter som beiter ute på havet hører de fleste alkefuglene, som lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge. Disse artene kommer stort sett bare inn til land i hekketida. Til de kystnære artene hører havdykkendene (f.eks. ærfugl), skarver og teist. I denne rapporten tar vi bare med artsbeskrivelser for de kystnære artene, og som har overlappende utbredelse med tare. Beskrivelsene av artene tar for seg utbredelse og biologi. De fleste havdykkendene hekker i ferskvann, men her omtales bare deres marine fase.

Måker og terner er typiske sjøfugler, men de er ikke behandlet her fordi de ikke beiter direkte i tareskogen. Det kan likevel tenkes at de er indirekte avhengige av tareskogen hvis de beiter på fisk som finnes over slike områder (se nedenfor).

4.1.1 Storskarv *Phalacrocorax carbo*

Utbredelse: Storskarven hekker langs kysten fra Sør-Trøndelag til Øst-Finnmark, men hovedutbredelsen ligger i Trøndelag og det sørlig Nordland (Røv 1994a).

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den norske totalbestanden var på ca. 24 000 par i 1992. Omtrent 70% hekker i Trøndelag og sørlige deler av Nordland (Røv 1994a). Hekkebestandene i de fleste koloniene viste sterk framgang i perioden fra 1994 til 1995, men det ble observert en dramatisk tilbakegang fra 1995 til 1996 i alle kolonier unntatt i Vesterålen og i Kongsfjorden i Finnmark (**figur 1**) (Lorentsen 1996).

Næring: Storskarven spiser særlig torskefisker og tobis, men tar også en del krepsdyr og flerbørstemark.

Habitat: Storskarven hekker i kolonier på holmer ytterst på kysten. I Sør-Varanger hekker den også i bratte fjellvegger inne i fjordene. Man vet lite om storskarvens bruk av undervannshabitater. Den dykker på dyp fra 3-30 m, og mye tyder på at tareskog er et viktig habitat.

Trekkforhold: Mye storskarv overvintrer på Vestlandet, i Sør-Trøndelag og på Mørkekysten, men også i Nordland og Troms. Et betydelig antall forlater landet og trekker til svenske og danske kystområder. Enkelte drar til franske kystområder men det eksisterer også funn av trønderske fugler i Sveits og Middelhavslandene (S.-H. Lorentsen, Sør-Trøndelag RG, pers. medd.).

Adferd: Storskarven beiter alene eller i små flokker.

4.1.2 Toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*

Utbredelse: Toppskarven hekker i kolonier langs kysten fra Rogaland til Grense Jakobselv i Sør-Varanger.

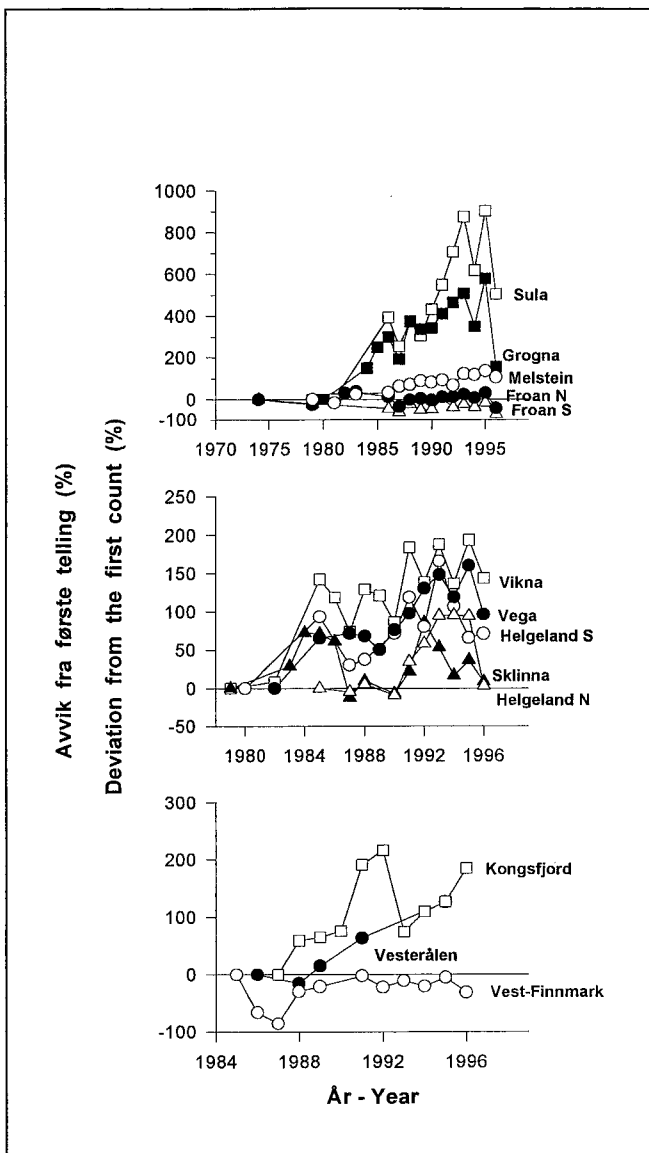
Populasjonsstørrelse og utvikling: Den norske hekkebestanden er anslått til ca. 15 000 par (Røv 1984). Den hekker normalt i mindre kolonier enn storskarven, men opptil 5000 par har vært registrert på Runde i 1975 (Folkestad 1981). Denne kolonien er nå kraftig redusert. De største koloniene finnes nå på Kjør i Rogaland (ca. 2000 par) og Lille Kamøy i Vest-Finnmark (ca. 2400 par) (Lorentsen 1996). Hekkebestanden av toppskarv viser generelt sterk vekst i Rogaland, og tildels sterk nedgang langs resten av kysten fra Møre og Romsdal til Vest-Finnmark (A.O. Folkestad pers. medd., Lorentsen 1996) (**figur 2**). Særlig er det verdt å merke seg de kraftige fluktuasjonene som er registrert på Lille Kamøy.

Næring: Toppskarven spiser mest torskefisk, tobis og sild, men også en del krepsdyr og flerbørstemark.

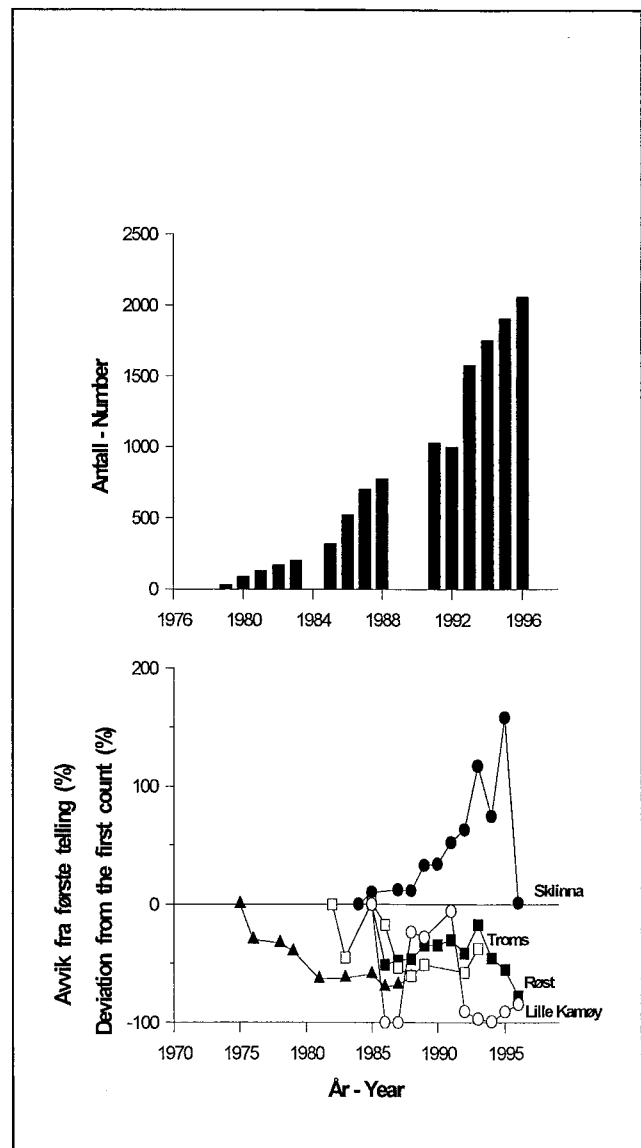
Habitat: Man vet lite om habitatbruk, men tareskog er sannsynligvis et viktig habitat for denne arten. Dykkedyp varierer mye.

Trekkforhold: I vinterhalvåret fungerer de grunne sjøområdene utenfor Møre og Trøndelag som viktige beiteområder for toppskarv fra store deler av landet. Spredte forekomster finnes også på Vestlandet og langs kysten av Nord-Norge (Johansen 1975, Røv 1994b).

Adferd: Toppskarven beiter i små flokker eller som enkeltindivider.



Figur 1. Bestandsutvikling hos storskarv i utvalgte regioner langs norskekysten. Fra Lorentsen (1996). - Population trends in cormorant in different regions along the coast of Norway. From Lorentsen (1996)



Figur 2. Bestandsutvikling hos toppskarv i utvalgte kolonier og regioner langs norskekysten. Fra Lorentsen (1996). Population trends in shag in different regions along the coast of Norway. From Lorentsen (1996).

4.1.3 Ærfugl *Somateria mollissima*

Utbredelse: Ærfuglen har en holarktisk utbredelse og er den vanligste havdykkanda langs Norskekysten. Den finnes i stort antall fra Østfold til Øst-Finnmark (Thingstad 1994).

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den norske overvintringsbestanden er anslått til en halv million individer, mens hekkebestanden ligger rundt 100 000 par. Den norske bestanden ser ut til å være relativt stabil (Nygård et al. 1988, Nygård 1994).

Næring: Hovednæringen til ærfuglen anses ofte å være blåskjell, men den kan ha en svært allsidig diett

og spiser ofte andre muslinger og snegler. I tillegg utgjør kråkeboller og sjøstjerner en stor del av næringen. I mange områder er krabber et viktig energitilskudd.

Habitat: Om sommeren beiter ærfuglen hovedsakelig i tidevannssonen. Både hanner og hunner (med eller uten unger) beiter i tangsonen, vanligvis uten å dykke. Utpå sensommeren og høsten begynner de fleste ærfuglene å dykke, vanligvis i dybdesonen mellom 3 og 10 meter, men den kan dykke både grunnere og dypere (40m) (Guillemette et al. 1993). Den beiter hovedsakelig på hardbunn, men på også andre typer bunnsbunnsstrater som sandbunn.

Trekkforhold: Alt tyder på at hekkebestanden av ærfugl i Norge er relativt stasjonær. Både i området fra Møre til Nordland (Thingstad 1994) og i Troms (Bustnes & Tertitsky 1997) er det ikke gjenfunnet fugl merket på reir lengre unna enn 50 km fra hekkeplassen. I tillegg til den norske hekkebestanden overvintrer sannsynligvis fugl fra Østersjøen i Midt-Norge (Moksnes & Thingstad 1980, S.-H. Lorentsen upublisert), og fugl fra Svalbard i Nord-Norge (Bustnes & Tertitsky 1997).

Adferd: Ærfuglen er en sosial art som kan finnes i flokker opp til flere tusen individer. Dette betyr at store deler av bestanden kan befinne seg innenfor begrensede områder. Ærfuglen vender ofte tilbake til de samme vinterlokalitetene.

4.1.4 Sjørørre *Melanitta fusca*

Utbredelse: Sjørørren er en vanlig overvintrende art langs norskekysten, men den finnes særlig i Midt-Norge. Den hekker i ferskvann.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den overvintrende bestanden i Norge ligger rundt 12 000 fugler (Nygård et al. 1988). Det har sannsynligvis vært en betydelig nedgang i den norske hekkebestanden i dette århundret (Båtvik 1994), men vinterbestanden har stort sett vært stabil de siste 15 årene (Nygård 1994), selv om det finnes negative trender i flere områder (Anker-Nilssen et al. 1996). Ved Smøla på Mørekysten har det vært en signifikant nedgang de siste 13 årene (Anker-Nilssen et al. 1996).

Næring: Sjørørren spiser mye muslinger, ofte blåskjell, men har mer krepsdyr (krabber, tanglus og tanglopper) i dietten enn ærfuglen. Den tar også en del pigghuder og flerbørstemark.

Habitat: Til forskjell fra mange andre havdykkender fortrekker sjørørren sandbunn i større grad enn hardbunn. Den dykker vanligvis på grunt vann (2-7 m).

Trekkforhold: Arten trekker delvis, og norske fugler er gjenfunnet i Skottland. Fuglene som overvintrer langs Norskekysten hekker sannsynligvis i Fennoskandia (Båtvik 1994).

Adferd: Sjørørren kan være mindre sosial om vinteren enn en del andre havdykkender, og påtreffes ofte i småflokker. På våren, før den trekker opp til hekkeområdene i ferskvann kan derimot flokkene nå opp i flere hundre individer, f.eks i fjordbotner.

4.1.5 Svartand *Melanitta nigra*

Utbredelse: Svartanda hekker i ferskvann i innlandet, og overvintrer langs norskekysten, men i mindre mengder enn sjørørren.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den overvintrende bestanden i Norge ligger rundt 4000 individer (Nygård et al. 1988). Den norske vinterbestanden ser for øyeblikket ut til være relativt stabil (Nygård 1994).

Næring: Svartanda spiser mye muslinger, ofte blåskjell, og har mindre innslag av krepsdyr og flerbørstemark i dietten enn sjørørren.

Habitat: Beiter stort sett på hardbunn og sandbunn, på 2-10 m (<20 m) dypt vann.

Trekkforhold: Arten trekker fra vinterområdene ved kysten opp til hekkeområdene i mai, og ankommer vinterområdene igjen i oktober.

Adferd: Svartanda påtreffes vanligvis i små flokker.

4.1.6 Havelle *Clangula hyemalis*

Utbredelse: Havelle hekker også i ferskvann. Den overvintrer i store mengder langs hele norskekysten.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Vinterbestanden er beregnet til 100 000 individer (Nygård et al. 1988). Bestanden av havelle varierer i betydelig grad mellom år (Nygård 1994), men en signifikant nedgang er bare blitt påvist i Salten (Anker-Nilssen et al. 1996).

Næring: Til forskjell fra de store havdykkendene har havelle mye større innslag av små krepsdyr (tanglopper og marflo) og fisk i dietten. Den spiser også en del snegler og muslinger.

Habitat: Havelle beiter stort sett på hardbunn, da ofte i tareskogen. Vanligvis dykker den på 3-10 m dypt vann.

Trekkforhold: Fugl som overvintrer langs Norskekysten hekker sannsynligvis i stor grad på den Skandinaviske halvøy (Bustnes & Bianki 1997). Den trekker opp til hekkeområdene i mai.

Adferd: Havelle er en sosial art som vanligvis beiter i flokker. Flokkene vender ofte tilbake til de samme områdene, men de kan forlate noen områder når forholdene er dårlige (Systad 1996).

4.1.7 Kvinand *Bucephala clangula*

Utbredelse: Kvinanda er en vanlig hekkefugl i hele Norge. Den hekker ved elver og tjern, og overvintrer både i ferskvann og saltvann.

Populasjonsstørrelse og utvikling: I dette århundret har kvinanda ekspandert, og det har også antall overvintrende fugl i Norge (Byrkjeland 1994). Den norske hekkebestanden ligger rundt 10-20 000 par.

Næring: I marint miljø spiser kvinanda mest små krepsdyr (tanglus, tanglopper og krabber), men også en del bløtdyr som muslinger og snegl. Den kan også spise småfisk.

Habitat: Når arten er i saltvann fortrekker den grunne områder, ofte med hardbunn. Vanligvis dykker den 1-5 m dypt.

Trekkforhold: Mye av den norske hekkebestanden overvintrer i Nordsjølandene, men også i Sør-Norge.

Adferd: Beiter vanligvis i små flokker

4.1.8 Siland *Mergus serrator*

Utbredelse: Silanda er en vanlig andeart i Norge, og den hekker i alle fylker.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den norske hekkebestanden er på 20-30 000 individer (Frantzen 1994), og mye tyder på at bestanden har gått tilbake de siste 15 årene (Nygård 1994). Den norske vinterbestanden er på rundt 30 000 individer (Nygård et al. 1988).

Næring: Silanda er en typisk fiskespiser, og rundt 25 forskjellige arter er påvist i dietten. Særlig viktig er diverse stimpfisk (tobis og sild), laksefisker, torskfisker, tangsprell og stingsild, men krepsdyr og bløtdyr kan forekomme.

Habitat: I marint miljø dykker silanda på grunt vann (1-5 m). Lite er kjent om hvilke bunnsstrater arten beiter over.

Trekkforhold: Silanda er delvis trekkfugl. De største vinterkonsentrasjonene finnes fra kysten av Møre og Romsdal til Nordland. Arten er mobil og kan flytte fra sted til sted gjennom vinteren.

Adferd: Silanda påtreffes gjerne i små flokker som beiter like utenfor strandsonen, men kan av og til danne store flokker (Nygård 1994).

4.1.9 Laksand *Mergus merganser*

Utbredelse: Laksanda er en relativt vanlig hekkefugl i hele Norge, unntatt på Vestlandet. Den finnes langs kysten og i åpne elver om vinteren.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Den norske hekkebestanden er på rundt 2000 par (Frantzen 1994), og den norske overvintringsbestanden er anslått til 3000 individer. Bestanden ser ut til å være i nedgang (Nygård et al. 1988, Nygård 1994).

Næring: Laksanda er en typisk fiskespiser, og fisk på opptil 40 cm er påvist i dietten. Særlig viktig synes laksefisker å være, men også ulike stimpfisker (tobis og sild), torskfisker, krepsdyr og muslinger kan forekomme.

Habitat: Dykker på grunt vann, 1-5 m, men lite er kjent om hvilke bunnsforhold som er viktig.

Trekkforhold: Fugl fra hele Nord-Europa har et mytetrekk til Nord-Troms og Finnmark. Vender ofte tilbake til de samme områdene i flere år, f.eks. Tanamunningen.

Adferd: Laksanda beiter vanligvis enkeltvis eller i småflokker.

4.1.10 Teist *Cepphus grylle*

Utbredelse: Teisten hekker vanlig langs det meste kysten fra Oslofjorden til Øst-Finnmark.

Populasjonsstørrelse og utvikling: Estimerer på den norske hekkebestanden varierer fra 11-40 000 par. Mye tyder på at bestanden av teist har gått sterkt tilbake i mange områder i Sør-Norge i de siste tiårene (Folkestad 1994).

Næring: Det er påvist mer enn 30 arter av fisk i teistens diett. Særlig er bunnlevende arter som tangsprell og ulker viktige. Den kan også spise noe krepsdyr og flerbørstemark. Dykkedyp varierer fra 5-30 m.

Habitat: Teisten hekker vanligvis i sprekker og hulrom i berg og blant steiner langs sjøen. Kan både være solitær og kolonihekker (Cramp 1985). Næringsvalget, og observasjoner (Folkestad 1994) tyder på at tareskogen er det viktigste næringshabitatet for teisten.

Trekkforhold: Teisten overvintrer langs Norskekysten, eller den trekker ut av landet.

Adferd: Beiter gjerne i små flokker men som oftest påtreffer man enkeltindivider om vinteren.

4.1.11 Andre arter

Gulnebbblom *Gavia adamsii* og **Islom** *Gavia immer*. Lite er kjent om disse artene, men det er på det rene at de overvintrer i betydelige antall langs Norskekysten. De lever hovedsakelig av fisk (Cramp & Simmons 1977) og det er mulig at tareskogen kan være et viktig habitat for dem.

Lappedykkere: **Gråstrupedykker** *Podiceps grisegena* er en relativt vanlig overvintrende art på Norskekysten og den finnes også vanlig i de områdene der taretråling drives. I tillegg overvintrer en del **horndykkere** *Podiceps auritus*, og noen **dvergdykkere** *Tachybaptus ruficollis*. Lappedykkerne er stort sett fiskespisere, og det er mulig at tareskogen er viktig som habitat, men man har ingen informasjon om det. Et studium på Jæren viste at 5 av 8 fisk som ble brakt til overflaten av gråstrupedykkere, var tobis (Byrkjedal et al. 1997), slik at den til en viss grad beiter på sandbunn.

5 Hva påvirker utbredelsen av sjøfugl?

5.1 Generelle forhold

Sjøfugler fordeler seg ikke tilfeldig utover sjøen, men klumper seg ofte sammen innenfor avgrensede områder. Flere forhold kan påvirke valget av områder. Et typisk eksempel på en konsentrasjon av sjøfugl er en hekkekoloni (f.eks. for alkefugler, skarv eller ærfugl). Hva som påvirker beliggenheten til sjøfuglkolonier har vært gjenstand for diskusjon, men man antar generelt at de er fordelt ut fra god næringstilgang (Furness & Birkhead 1984). Fugl som må fly ut fra kolonien for å hente mat til ungene må ha gode fiskeplasser nærmest mulig.

Utenom hekketida fordeler sjøfugl seg klumpvis ute på det åpne havet, og da betyr også næringstilgangen mye (Hunt & Schneider 1987, Hunt 1992). Det samme gjelder for fugler som beiter på og nær bunnen (f.eks. Nilsson 1972, Guillemette et al. 1992, 1993). Likevel er det også andre forhold som bestemmer om det finnes sjøfugl i et område eller ikke. Særlig viktig for dykkende fugler er hvor dypt de må for å finne mat (Beauchamp et al. 1992, Schneider 1997). Dykking er en energimessig kostbar måte å skaffe seg mat på (Ydenberg & Clark 1989, Leeuw 1997), og sjøfugl søker derfor å dykke så grunt som mulig. Dype dykk må oppveies av særlig gunstige næringsforhold. Et eksempel på det er ærfugl, som vanligvis dykker grunnere enn 10 m. Når de beiter på haneskjell (*Chlamys islandica*) er de derimot villige til å dykke ned til 30-40 m (Brun 1971, Guillemette et al. 1993). Også klimatiske og topografiske forhold spiller inn for hvor man finner sjøfugl. Ofte ligger vinterområder for en del sjøfugl beskyttet til, i vikene, bukter eller bak øyer.

Bunnforholdene vil også påvirke fuglenes fordeling (Nilsson 1972, Guillemette et al. 1992, 1993, Bustnes & Lønne 1997). Tare er en viktig del av bunnforholdene der den finnes. Tareskogen har et høyt næringstilbud for flere sjøfuglarter, både av bunndyr (Guillemette et al. 1992) og fisk (Fosså 1995). Man har delt tareskogen inn i fem forskjellige habitattyper, fra tareplantenes haptere til vannvolumet over tareskogen (Høisæter et al. 1992, Fosså & Sjøtun 1993). For sjøfuglene er tre av disse habitatene

særlig interessante. Nemlig vannvolumet over tareplantene som er tilholdsted for fisk, vannvolumet mellom tareplantene, som domineres av fisk og bevegelige krepsdyr, og hardbunnen mellom tareplantene, som domineres av en rekke former for bunndyr (muslinger, kråkeboller, slangestjerner og krabber) og en del fisk. Det mangfold av arter og levesett som finnes i tareskogen gir beitemuligheter for sjøfugl med ulik næringsøkologi, og de forskjellige sonene av tareskogen er viktige for forskjellige fuglearter. En endring av tareskogens struktur kan føre til forskyvninger i tilgjengelig føde for sjøfugl og derved favorisere enkelte arter i forhold til andre.

Det er gjort svært få studier for å belyse sjøfuglers utnyttelse av tareskog. Grunnen til dette er de store metodiske problemene som man møter når man skal studere fugler som beiter under vann. Det finnes likevel en del informasjon, direkte gjennom hvor mye av beitingen som skjer i tareskog, og indirekte gjennom studier av næring og andre forhold. Likevel er det ikke mulig å skille mellom forskjellige typer tareskog, verken tetthet av tare eller ulike tarearter.

På de påfølgende sider diskuteres hvordan forskjellige arter direkte, eller indirekte er tilknyttet tareskogen i forhold til andre bunnsstrater, og hvilke indikasjoner man har på at tareskog er viktig for fugl.

5.2 Sjøfuglers habitatbruk i gruntvannsområder: En kunnskapsstatus

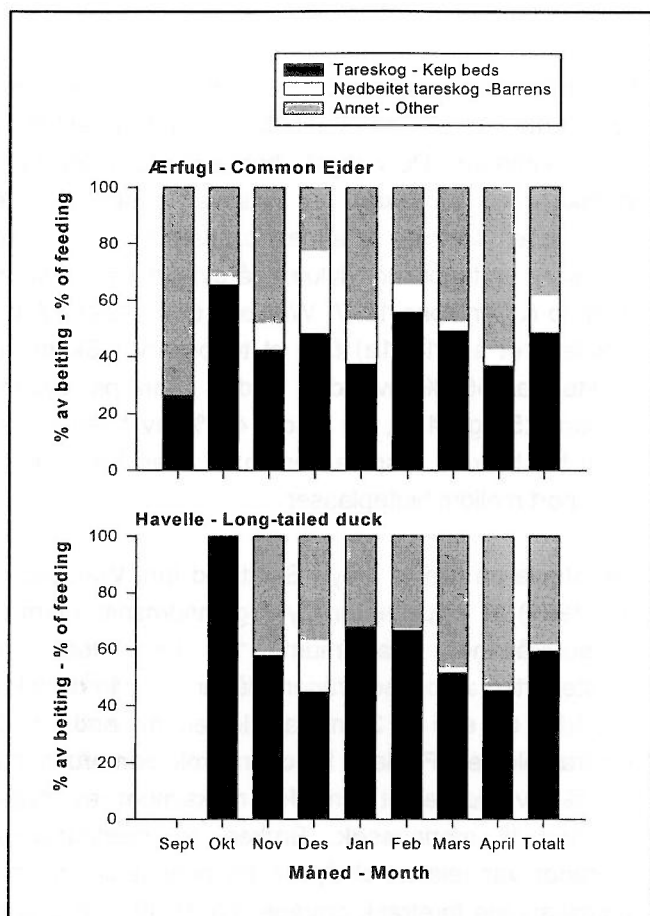
5.2.1 Havdykkender

Havdykkendene er den største gruppen av arter som beiter i gruntvannsområder. Det finnes mange studier av næringsbiologien hos havdykkender, og flere omfattende arbeider er publisert siden 1930-tallet (Cottam 1939, Madsen 1954, Nilsson 1972, Stott & Olson 1973, se også Cramp & Simmons 1977). Disse studiene har påvist at havdykkendene beiter på organismer med relativt liten bevegelighet, og at dietten er meget allsidig. De er opportunistiske fugler som nærmest støvsuger havbunnen for byttedyr av nesten alle arter (muslinger, kråkeboller, slangestjerner, snegler, krepsdyr, fiskerogn osv.). Typisk for næringen er at den inneholder relativt lite energi, og fuglene trenger store mengder hver dag for å overleve. De store artene, som for eksempel ærfugl

og sjøorre, beiter mye på nesten stillesittende organismer, mens de små artene, som eksempelvis havelle, stellerand og harlekinand beiter mye på krepsdyr med en viss bevegelighet. Fuglene er relativt stasjonære og beveger seg over små distanser under vann.

Man vet lite om hva som styrer habitatbruken til havdykkendene, men det er klart at de er relativt dybdebegrenset i sitt valg av beiteområder (f.eks. Nilsson 1972, Stott & Olson 1973, Guillemette 1993), med enkelte unntak (Brun 1971, Guillemette 1993, Bustnes & Lønne 1997). Betydningen av forskjellige bunnforhold er dårlig forstått. Nilsson (1972) studerte 8 forskjellige arter ved Malmø i Sør-Sverige. Bunnsstratene ble delt inn i mudderbunn, sandbunn, ålegress på sandbunn, grus- og steinbunn. Algevegetasjonen bestod av brunalger (*Fucus* spp.), og en del rødalger. Studiet påviste en stor grad av variasjon innen arter med hensyn på substratvalg. Kvinanda brukte det meste av bunnsstratene på grunt vann, unntatt sandbunn uten alger. Havelle ble funnet over steinbunn med blåskjell. Det samme gjaldt for ærfuglen, men den ble også observert over ålegress- og mudderområder. Sjøorre og svartand var knyttet til sandbunn med mye *Macoma baltica*. Den fiskespisende silanda beitete på dyp ned til 15 m, og over de fleste bunntyper. Laksanda holdt seg nært land og dykket på grunt vann i tangbeltet over steinbunn. En av hovedkonklusjonene i dette arbeidet var at de forskjellige artene foretrakk de områdene med rikest næringstilgang. Studiet til Nilsson ble gjort i områder i Østersjøen, der tare mangler. Resultatene kan derfor i liten grad overføres direkte til områdene på Vestlandet.

Bustnes & Lønne (1995, 1997) studerte ærfugl og praktærfugl Kvalsundet utenfor Tromsø, og fant at dyp var den viktigste faktoren som skilte artene, men at valget av bunnsstrater også var forskjellig. Praktærfuglen foretrakk steinbunn mens ærfuglen foretrakk tareskog og sandbunn. Omtrent halvparten av ærfuglens beiting forgikk i tareskogen og rundt 13 % forgikk på hardbunn med nedbeitet tareskog (**figur 3**). Resten av beitingen foregikk i andre habitater som sandbunn, steinbunn og substrat dekt med kalkalger. Dette studiet viste at tareskogen ble foretrukket framfor andre habitat-typer, men at dybde sannsynligvis er en enda viktigere forklaringsvariabel enn selve bunnforholdene. Vi valgte derfor å gjøre en utvidet analyse av dataene på ærfugl fra Kvalsundet.



Figur 3. Prosent av beiteaktiviteten hos ærfugl og havelle i forskjellige bunnhabitater. Data fra Kvalsundet, Tromsø kommune. - Percentage of feeding activity in common eider and long tailed duck in different bottom substrates.

Det viste seg at mellom 75 og 80 % av ærfuglens beiting foregikk grunnere enn 10 m. En seleksjonsindeks (% av fugl som beiter / % av habitatyper) viser at tareskogen er et foretrukket habitat også innenfor denne dypdesonen. **Figur 4** viser fordelingen av denne indeksen, og den ligger mellom 1 og 2, gjennomsnittlig ca. 1.5. En verdi på 1 betyr at et habitat brukes som man forventer ut fra tilgjengeligheten av habitatet, mens 2 betyr at habitatet brukes dobbelt så mye som forventet. Det vil si at i Kvalsundet var tareskogen et foretrukket habitat for ærfuglen, mens de andre habitattypene ble brukt mindre enn forventet (**figur 4**).

I Kvalsundet ble også havelle studert. Det viste seg at rundt 60% av havellas beiting foregikk i tareskogen (**figur 3**). Over halvparten (51.5 %) av beitinga til havelle foregikk på grunnere vann enn 10 m, og 80 % grunnere enn 15 m. På dyp enn grunnere 10 m hadde

havelle en seleksjonsindeks på 1.5 for tareskog (**figur 4**), mens for dyp grunnere 15 m var den 1.7. I oktober brukte havelle tareskogen 3 ganger mer enn forventet (**figur 4**). Selv om bruken av tareskogen var mindre i resten av året er det klart at habitatet blir foretrukket av denne arten.

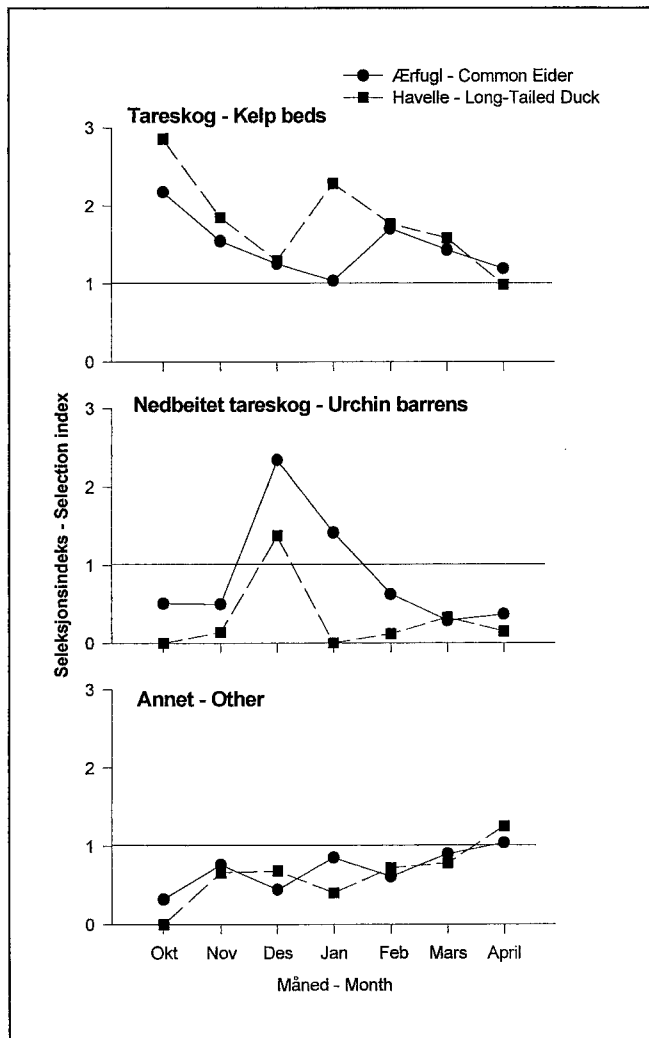
På østkysten av Canada er det gjort to studier av ærfuglens habitatbruk. Guillemette et al. (1992, 1993), fant at ærfugl i Gulf of St. Lawrence viste en sterk seleksjon for rev som var dominert av tareskog og nedbeitet tareskog. Konklusjonen på studiet var at tareskogen var den habitattypen som gav det mest stabile energiutkomme, til forskjell fra andre habitater som kunne ha høyere mengde av visse energirike, men sjeldne næringsemner (Guillemette et al. 1992).

Ved Newfoundland viste Goudie & Ankney (1986, 1988) at ærfugl beitet mest i områder med lite algedekke, men at de små havdykkendene som havelle og harlekinand spiste svært mye isopoder og amfipoder som for det meste fantes i tareskogen (Steele & Steele 1972, 1973). Særlig var harlekinanda tilknyttet tareskogen i dette området.

Stott & Olson (1973) studerte habitatfordelingen til 7 forskjellige havdykkender på kysten av Maine, USA. Nært beslektede arter som sjøorre, svartand og brilleand var hovedsakelig knyttet til sandbunn, mens kvinand og siland dykket mest på hardbunn med tett dekke av rødalgen *Chondrus crispus*. Inne i dette algedekket var det mye små krepsdyr og fisk som fuglene beitet på. Det ble funnet at havelle var den største generalisten. Den beitet på mange byttedyr som muslinger og snegler, men spiste også mye på krepsdyr (Isopoder). Forfatterne konkluderte med at den allsidige dietten hos havelle førte til at den kunne bruke flere habitatyper. Det viste seg altså å være klare forskjeller i habitatbruk mellom de ulike artene.

De studiene som er gjort på havdykkender gir ikke et entydig bilde av deres forhold til tareskogen. Disse fugleartene er i større grad enn mange andre sjøfugler generalister (Bustnes 1996), og de kan spise mange forskjellige næringsemner i flere habitatyper. Enkelte habitater er likevel viktigere og står for en større del av energien enn andre, og fuglene finnes i de største konsentrasjonene i områder med høyest nærings-tilgang. Tareskogen har sannsynligvis en slik viktig funksjon for havelle og ærfugl i mange områder

vinterstid, noe som sannsynlig skyldes god næringstilgang (Guillemette et al. 1992). Den begrensede kunnskapen man har om havdykkendenes valg av bunnsstrater tyder likevel på at de fleste artene nærmest foretrekker et mosaikkhabitat med tare i moderate tettheter (Nilsson 1972, Goudie & Ankney 1988, Guillemette et al. 1992, Bustnes & Lønne 1997). Dette skyldes kanskje at slike habitater er mer oversiktlige, noe som kan forenkle næringssøket i forhold til i tett tareskog.



Figur 4. Seleksjonsindeks (% bruk / % tilgjengelig) for beiting i forskjellige bunnhabitater for ærfugl og havelle i Kvalsundet, Tromsø kommune. Verdier >1 betyr at habitatet selekteres, <1 at det unngås. 1 betyr at habitatet brukes som forventet ut fra forekomst. - Selection index (% available / % use) for feeding in different bottom substrates for common eider and long-tailed duck. Index values < 1 indicate avoidance of a certain habitat, while values > 1 indicate that the habitat in question was selected. The value of one means that a habitat type is used as much as expected by random choice.

5.2.2 Skarver

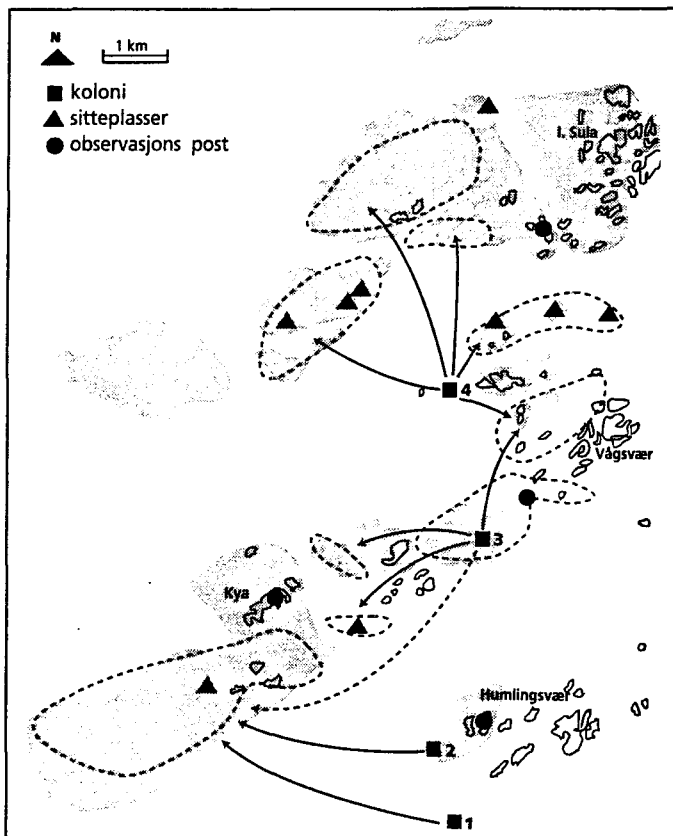
For de to skarveartene er gruntvannsområder nær kysten det viktigste næringshabitatet både i hekketida og om vinteren. De viktigste hekkeplassene for både storskarv og toppskarv er lokalisert innen grunne sjøområder som er velegnet for næringssøk. Både storskarv og toppskarv dykker på dybder ned til 40 m (Cramp & Simmons 1977, Wanless et al. 1991a & b). Wanless et al. (1991a) fant at toppskarv i Skottland brukte ca. 55 % av tiden under vann på dybder mellom 25 og 34 m, og at ca. 45 % av tiden under vann ble brukt til å spise, resten av tiden ble brukt til transport mellom beiteplasser.

I et studie på Isle of May i Skottland fant Wanless et al. (1991) at toppskarven flyr i gjennomsnitt 7 km til beiteområdene (maksimum 17 km) men at mesteparten av beiteområdene lå innenfor to distinkte områder, det ene ca. 2 km fra kolonien, det andre 5-13 km fra kolonien. Fuglene fra denne kolonien brukte ca. 11 % av sjøarealet innenfor maksimum av flygeavstand til næringssøk. Bruken av næringssøksområder var relatert til dybde og bunnsedimenttype; toppskarvene foretrakk områder på 21-40 m dyp som besto av en blanding av grus og sand, eller stein med et tynt, flekkvis sedimentlag. Wanless et al. (1991a) viste at toppskarvene i dette området i overveiende grad søkte næring i eller like over havbunnen. Disse områdene samsvarte med de habitattypene som ble preferert av tobis, toppskarvenes hovednæring i denne kolonien (Harris & Wanless 1981).

Det er antatt at voksenfugler fra nærliggende kolonier hos begge skarveartene kan bruke felles næringssøksområder (f. eks. Røv et al. 1990). Røv (1994c) viste for eksempel at antallet hekkende storskarver i nærliggende kolonier (dvs. innenfor aksjonsradius for hverandre) samvarierte på en slik måte at antallet i en koloni var negativt korrelert med antallet i nabokoloni, og at antallet hekkende par var korrelert med arealet av gruntvannsområder innenfor aksjonsradius for koloniene. Dette var ikke tilfelle hos blåøyskarv på Sør-Georgia, der næringssøksområdene for nærliggende kolonier ikke overlappet (Wanless & Harris 1993).

Det er gjort få spesifikke studier som direkte relaterer skarveartenes næringssøksområder til tareområder. Det eneste studiet er fra Norge, og beskriver

storskarvens beiteområder i koloninære områder i Frøya kommune, Sør-Trøndelag (Røv et al. 1990). Det ble her funnet at storskarv fra forskjellige kolonier i stor grad brukte forskjellige områder til næringssøk, men at fugler fra forskjellige kolonier kunne bruke de samme områdene hvis næringstilgangen var spesielt god. Alle områdene som ble benyttet til næringssøk lå i eksponerte gruntområder, hovedsakelig med dybder på noen få meter. Næringssøkområdene overlappet i stor grad med forekomsten av stortare, noe som viser at storskarven i betydelig grad foretrekker å søke næring i tareskogsområder (figur 5). Det ble ikke foretatt undersøkelser av storskarvens diett i samme område og tidsperiode, men funn av fiskerester i koloniene indikerte at voksenfuglene i stor grad foret ungene med torskefisk (torsk og sei) opp til ca. 20 cm størrelse (S.-H. Lorentsen, N. Røv pers medd.).



Figur 5. Forekomsten av stortare (skravert: kartlagt av PRONOVA) i området Kya-Sula i Frøya kommune, Sør-Trøndelag og beiteområder for storskarv (innenfor stiplede linjer) fra koloniene Hilboskjæra (1), Vasskjæret (2), To-skjæret (3) og Håggjela (4). Fra Røv et al. 1990. - Occurrence of kelp (shaded: mapped by PRONOVA, in the Kya-Sula area, Sør Trøndelag, and feeding sites for cormorants (within dotted lines) from the colonies Hilboskjæra (1), Vasskjæret (2), To-skjæret (3) og Håggjela (4). From Røv et al. 1990.

Begge skarveartene lever normalt nesten utelukkende av fisk som fanges ved dykking. Daglig forbruk for storskarv og toppskarv er beregnet til henholdsvis 425-700 g og ca. 250 g fisk (Cramp & Simmons 1977). En har i denne sammenheng valgt å kun fokusere på diett hos bestander som lever i områder der man kan finne tareskoger. Det eksisterer relativt lite publisert materiale på diett hos norske skarvebestander. Barrett et al. (1990) publiserte data på diettvalg hos norske stor- og toppskarvbestander. I tillegg er upublisert materiale på diett hos toppskarv fra Møre og Romsdal og Froan (Sør-Trøndelag) inkludert.

Storskarven eter stort sett fisk, men evertebrater som isopoder, reker, krabber, snegler, muslinger og pigghuder finnes også i dietten (Cramp & Simmons 1977, Barrett et al. 1990). Barrett et al. (1990) fant at 65-90 % av dietten besto av lodde *Mallotus villosus*, torskefisk (torsk, *Gadus morhua*, hyse *Melanogrammus aeglefinus*, sei *Pollachius virens*, og skjeggorsk/øyepål/sypike *Trisopterus* sp.), 7-18 % vanlig ulke *Myoxocephalus scorpius*, (Hovsflesa) 2-4 % flyndrefisk, foruten sild, laksefisk, leppefisk og steinbit ved noen lokaliteter (tabell 1). Okill et al. (1991) fant at dietten hos storskarv på Shetland ble dominert av sei, tobis, dvergulke *Taurulus bubalis* og skrubbe *Platichthys flesus*. Storskarven tok større fisk enn toppskarven. Medianlengden for torskefisk ligger på ca. 155-160 mm, som utgjør 0-, I-, og II-gruppe fisk, mens den for tobis ligger på ca. 80 mm. Maksimumslengder for torskefisk tatt av storskarv ligger på ca. 350 mm (Barrett et al. 1990). Grémillet et al. (i trykk) fant at franske storskarver tok ca. 70 % bentiske og 30 % pelagiske fiskearter.

Dietten til toppskarven består også for en stor del av fisk, men kan også ta endel invertebrater som flerbørstemark, isopoder og krabber (Cramp & Simmons 1977, Barrett et al. 1990). Barrett et al. (1990) fant at dietten for hekkende toppskarv på Hornøy, Bleiksøy og i Rogaland besto av sildefisk, lodde, nordlig lysprikkfisk *Benthosema glaciale*, Skjeggorsk/øyepål, leppefisk, tobis, steinbit, uer, vanlig ulke og flyndrefisk (tabell 2). I Froan i 1995 og 1996 besto dietten nesten utelukkende av torskefisk mens på Finnøy i 1996 var over halvparten av otolittene fra gulpeboller tobis i tillegg til torskefisk og ulker (tabell 2). I vekt dominerer derimot torskefisk (se nedenfor). I Skottland og på Shetland består dietten nesten utelukkende av tobis, og toppskarven der har vist seg å være særdeles avhengig av denne fiskearten for en vellykket hekkesesong (f. eks. Harris

& Wanless 1991). Barrett (1991) fant at toppskarven kunne være et godt supplement til Havforskningens undersøkelser for å kartlegge forekomsten av 0- og I-gruppe sei. Medianlengder for torskefisk tatt av toppskarv varierte mellom 60-140 mm, mens tobis varierte mellom 100-120 mm. Maksimumslengder for torskefisk ligger på ca. 260 mm (Barrett et al. 1991). Grémillet et al. (i trykk) fant at franske toppskarver tok ca. 90 % bentiske og 10 % pelagiske fiskearter.

Toppskarven er regnet for å være spesielt utsatt for næringsmangel (Aebischer & Wanless 1992), noe som bl.a. har gitt seg utslag i svært varierende antall hekkende par på de forskjellige koloniene som overvåkes i det norske overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Lorentsen 1996). Sommeren 1996 ble det for

eksempel observert omtrent fullstendig hekkesvikt for toppskarv i Froan naturreservat, Frøya kommune, Sør-Trøndelag (S.-H. Lorentsen pers obs.).

Needle et al. (1994) prøvde å belyse hvor utsatt toppskarven er for næringsmangel ved hjelp av matematiske modelleringer og studier ved hjelp av GIS (Geografiske informasjonssystemer) for toppskarvkolonier på den skotske østkyst. Studiet, som ble gjennomført ved ITE (Institute of Terrestrial Ecology), hadde som hovedmålsetning å bruke modelleringsteknikker for å undersøke effektene av miljømessige og energetiske variabler på fordelingen av hekkende og næringsøkende sjøfugl. Toppskarv ble valgt som en modellart.

Tabell 1. Forekomst (prosent i forhold til totalantall i fisk) av otolitter av forskjellige fiskefamilier funnet i gulpeboller fra storskarv langs norskekysten. - Occurrence (percentage in relation to total number in fish) of otoliths of different fish families found in regurgitated pellets from comorants along the coast of Norway.

| | Hovsflesa ¹ | Hovsflesa ¹ | Munk- holmen ¹ | Vikna ¹ |
|---------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------------|--------------------|
| Mnd/år | 7/85 | 7/86 | 9-10/86 | 7/87 |
| Antall gulpeboller | 17 | 21 | 16 | 13 |
| Antall otolitter | 104 | 193 | 132 | 100 |
| Clupeidae, sildefam. | 0 | 1,0 | 0 | 0 |
| Salmonidae, laksefam. | 0 | 0 | 0 | 2,0 |
| Gadidae, torskefam. | 65,0 | 82,4 | 93,9 | 93,0 |
| Labridae, leppefiskfam | 0 | 0 | 0,8 | 0 |
| Anarhichadidae, steinbitfam. | 1,9 | 1,0 | 0 | 0 |
| Scorpaenidae, uerfam. | 1,3 | 3,6 | 0 | 0 |
| Cottidae, ulkefam. | 18,1 | 7,3 | 0 | 1,0 |
| Pleuronectidae, flyndrefam. | 3,1 | 2,1 | 3,8 | 2,0 |
| Ubestemte otolitter | 10,6 | 2,6 | 1,5 | 2,0 |

Kilde: ¹Barrett et al. 1990,

En forutsetning for prosjektet var en database som allerede var bygget opp ved ITE, og som inneholdt data om størrelse og lokalisering av toppskarvkolonier langs østkysten av Skottland, samt data på dybdefordeling og sedimenttyper for et sjøareal som strakk seg 50 km ut fra kysten. Data på sedimenttype var viktig siden toppskarvene i dette området livnærer seg omtrent utelukkende på tobis (Harris & Wanless 1991), som stort sett finnes i områder med grusbunn der den kan grave seg ned i sedimentene.

Det ble utviklet energetiske modeller der variasjonen i tre parametre (avstand til nærmeste koloni, vanddybde og substrat på havbunnen) ble inkorporert for å kunne predikere tids- og energikostnader forbundet med å søke næring på bestemte lokaliteter. Kostnadene ved næringssøk var knyttet til flyge- og dykkekostnader, og der kostnadene ved flyging økte lineært med avstand til næringssøksområdet og kostnadene ved dykking økte eksponensielt med

vanddybde. De energetiske dataene ble integrert med den romlige informasjonen.

Hovedkonklusjonene i dette studiet var at selv under gode næringsforhold er fordelingen av toppskarvkolonier begrenset til grunnvannsområder. Under dårlige næringsforhold må toppskarvene bruke lengre tid på å finne næring, dvs. bruke mere tid på å dykke i forhold til å flyge, følgelig vil aksjonsradius begrenses og skarvene tvinges til å søke næring i koloni-nære områder. Needle et al. (1994) konkluderte derfor med at toppskarven er potensielt veldig sårbar overfor forandringer i indre kystområder.

Dette studiet åpner mulighetene for å utvikle matematisk modeller, som koblet til et GIS system, kan hjelpe å forutsi effektene av habitatendringer innenfor aksjonsradius for sjøfuglkolonier, enten disse skyldes taretråling eller andre habitatendringer, som f.eks. arealbeslag for oppdrettsanlegg etc.

Tabell 2. Forekomst (prosent i forhold til totalantall i fisk) av otolitter av forskjellige fiskefamilier funnet i gulpeboller fra toppskarv langs norskekysten. - Occurrence (percentage in relation to total number in fish) of otoliths of different fish families found in regurgitated pellets from shags along the coast of Norway.

| | Hornøy ¹ | Bleiksøy ¹ | Bleiksøy ¹ | Rogaland ¹ | Froan ² | Froan ² | Finnøy ³ |
|----------------------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| Mnd/år | 6-7/89 | 7/85 | 5-8/86 | 6-7/88 | 6/95 | 6/96 | 3/96 |
| Antall gulpeboller | 26 | 42 | 79 | 57 | 30 | 31 | 42 |
| Antall otolitter | 791 | 2042 | 1882 | 942 | 1101 | 1223 | 910 |
| Clupeidae, sildefam. | 0 | 0 | 0,4 | 0,2 | 0 | 0,1 | 0,5 |
| Osmeridae, loddefam. | 0,1 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Myctophidae, lysprykkfiskfam. | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gadidae, torskefam. | 40,8 | 92,3 | 59,5 | 53,4 | 92,6 | 72,7 | 13,2 |
| Labridae, leppefiskfam | 0 | 0 | 0 | 21,8 | 0 | 0 | 0 |
| Ammodytidae, silfam. | 56,9 | 6,2 | 28,1 | 16,1 | 0,5 | 0,5 | 54,3 |
| Anarhichadidae, steinbitfam. | 0,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Scorpaenidae, uerfam. | 1,6 | 0,1 | 1,8 | 1,8 | 0,7 | 2,6 | 0,7 |
| Cottidae, ulkefam. | 0 | 0,7 | 7,5 | 0 | 0,2 | 7,7 | 11,2 |
| Pleuronectidae, flyndrefam. | 0 | 0,1 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ubestemte otolitter | 0,3 | 0,6 | 2,3 | 6,7 | 6,0 | 16,4 | 20,1 |

Kilde: ¹Barrett et al. 1990, ²S.-H. Lorentsen, upubl. ³J.O. Bustnes upubl.

5.2.3 Teist

Folkestad (1994) opplyser at teisten på Norskekysten har sine viktigste nærings søksområder rundt tarefluer. Likevel mangler detaljstudier av hva slags undervannshabitater teisten foretrekker, og hvor avhengig av tareskogen den er. Derimot er næringsvalget til teisten godt kjent, og mer enn 30 arter fisk er funnet i dietten. Hovedsaklig dreier det seg om fisk som lever nær bunnen, oftest i algebeltet (Muus & Dahlstrøm 1974). Blant disse artene står tangsprell (*Pholis gunnelus*), langhalet langebarn (*Lumpenus lampretæformis*), ålekvabbe (*Zoarces viviparus*), diverse ulkearter, rognkjeks (*Cyclopterus lumpus*), og unge torskefisker sentralt (Cramp 1985). Voksne fugler livnærer seg også på invertebrater som flerbørstemark (f.eks. *Neris* spp.), små krabber (*Hyas* spp.), reker (*Pandalus* spp.), isopoder (*Idotea* spp.) og amphipoder (f.eks. *Gammarus* spp.). Dette gjelder både i og utenom hekketida. Særlig i arkiske strøk er krepsdyr viktige. Cramp (1985) viser til ni studier av voksendiett. Fisk utgjorde prosentvis 67 % i Danmark, 30-50 % på Island, 15 % i Norge vinterstid, 73.3 % på

Kolakysten, 19.4 % på Svalbard, mens i Russisk Arktis var fiskemengden i dietten rundt 20 %. I Canadisk Arktis fant Cairns (1987a) at teisten hovedsaklig beitet ved iskanter og i gruntvannsområder, på 10-30 meters dyp. Tre arter fisk; polartorsk (*Boregadus saida*), *Stichaeus punctatus* og *Eumesogrammus praecsius*, domierte voksendietten sammen med krill (*Mysis* spp.), amphipoder og andre krepsdyr. Teisten var ikke assosiert med stimpfisk i dette området, og mesteparten av maten ble fanget nær bunnen.

Til forskjell fra voksendietten består næringen til ungene utelukkende av fisk, hvorav det meste er bunnlevende arter fra algebeltet (Cramp 1985, Cairns 1987b, Muus & Dahlstrøm 1974). **Tabell 3** viser sammensetningen av ungedietten i forskjellige områder. I alle områder, unntatt i Barentshavet og Kvitsjøen, utgjør tangsprell og ålekvabbe hoveddelen av næringen. I Canada fant Cairns (1987b) at 91.7 % av næringen bestod av bentiske fisk fra familien Blenioidae med *Stichaeus punctatus*, *Eumesogrammus praecsius* og *Gymnelus viridis* som de viktigste.

Tabell 3. Sammensetning av næring hos reirunger av teist i forskjellige områder.

- = ikke oppgitt. X= påvist men ikke kvantifisert (oppsummert fra Cramp 1985). - Diet composition in nestlings of black guillemot in different areas. - = no information. X= found but not quantified (summary made from Cramp 1985).

| Område | Fiskearter (% av næring) - Fish species (% of food) | | | | | | | | | | |
|-------------------|--|---------------------|-----------------|----------------------|---------------------|--------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-------|---------------|
| | Tangsprell Butterfish | Ålekvabbe Vivip. | Tobis Blenny | Toskefisk Sandeel | Flyndre Flatfish | Bergnebb Wrasse | Rognkj. Lumpsu. | Lodde Caplin | Sild Herring | Annet | Uid. Other |
| Skottland | 46.9 | 0 | 17.4 | 18.4 | 7.0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8.1 | 2.2 |
| Danmark | 67.0 | 4.0 | 22.0 | 0 | 0 | 7.0 | 0 | 0 | 0 | 1-2 | - |
| Finland | 0 | 95.0 | 5.0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - |
| Norge | 41.0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Island | 30-50 | - | X | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Barents- havet | 5.1 | 0 | 0 | 57.6 | 0 | 0 | 0 | 3.4 | 10.2 | 23.7 | - |
| Kvitsjøen | 1.1 | 0 | 0.8 | 6.5 | 0 | 0 | 34.3 | 0 | 3.4 | 0 | 1.7 |

Størrelsen på fisken som ungene får varierer mellom 10 og 20 cm, og øker etterhvert som ungene blir større. Nyklekte unger har problemer med å svelge fisk over 10 cm (Cramp 1985). Kullstørrelsen hos teist varierer fra 1 til 3 unger, og på Island ble kull med en unge matet 14 ganger, mens kull på 2 unger fikk mat 19 ganger per dag (Petersen 1981). I Kvitsjøen fant man at hver unge fikk 11-15 fisker per dag (Bianki 1967, referert i Cramp 1985), og i Danmark ble kull på 2 unger matet 16.5 ganger per dag (Asbirk 1979). Cairns (1987b) fant at hver unge fikk mat 9 ganger i døgnet. På Kolakysten fant Belopol'skii (1957) at fisk var helt nødvendig for at ungene skulle overleve, og unger som ble foret med krepsdyr sultet ihjel. Disse informasjonene indikerer hvor viktig algebeltet er for hekkende teist.

Asbirk (1979) beregnet at 5 dager gamle unger fikk 85 g fisk per dag, 30 dager gamle unger fikk 165 g, og ved 40 dager (vanlig flygetidspunkt) fikk de 265 g. Lignende verdier ble beregnet av Cairns (1987b). Et par må skaffe over et halvt kilo fisk per dag for å dekke ungenes behov på slutten av ungeperioden.

Hvis man antar at gjennomsnittlig næringsbehov for ungene er et sted mellom 100-200 g (150 g) per dag, vil en unge ha behov for 6 kg, det vil si mer enn 500 fisk, for å bli flyvedyktig. En koloni på hundre par vil ha behov for 1200 kg bunnfisk for å mate opp ungene.

Maten til ungene hentes på grunt vann nært kolonien. Cairns (1987a) viser at en overveiende del av næringsøket hos teist foregår på dyp mellom 10 og 30 m. Cramp (1985) oppgir et dykkedyp på 1-20 m, og fugler kan forflytte seg opptil 75 m eller mer under vann. Cairns (1987b) fant at hekkende teist for det meste brukte området fra 250 til 500 m ut fra kolonien som næringsøksområde. Andre studier har også bekreftet at teisten henter maten nært kolonien, selv om datagrunnlaget er dårligere (Bergman 1971, Slater & Slater 1972, Petersen 1981). Bergman (1971) oppgir 1.5 - 4 km, Asbirk (1979) 0.5 - 4 km, mens Petersen (1981) fant at de dro 2 - 4 (7) km. Det har også vist seg at teistens effektivitet i ungematingen påvirkes negativt av vind (Slater & Slater 1972, Petersen 1981), noe som indikerer at arten er avhengig av beskyttede områder, og at eksponerte lokaliteter er dårligere egnet for næringsøk.

Teisten er kystbundet hele året selv om den vinterstid drar noe lenger ut fra land enn i hekketida. Næringen er stort sett ensartet gjennom hele året, men det kan se ut som om krepsdyr utgjør mer av dietten om vinteren (Cramp 1985). Studier av trekk hos teist har vist at de fleste voksne fuglene er relativt stasjonære gjennom hele året, mens ungfuglene kan foreta betydelige trekk (Myrberget 1973, Jönsson 1990).

Av sjøfuglene langs norskekysten er sannsynligvis teisten den art som er mest tilknyttet tareskogen. Studiene som er nevnt viser at tareskog i nærheten av teistkoloniene er svært viktig for å skaffe den fiskeføden som ungene er avhengige av. Å bevare de nærmeste områdene rundt koloniene er derfor viktig. En vet ikke om den foretrekker tette tareflater eller flekkvis fordelt tare med kantsoner og gode lysforhold. Det er heller ikke studert i hvilken grad stortareskog er sentral i habitatbruken til teisten, eller om andre tarearter er viktigere. Å finne ut av disse forholdene vil være viktig for å forstå hvordan denne arten kan påvirkes av den habitat fragmentering som taretråling medfører.

5.2.4 Måker og terner

Vi legger liten vekt på måker og terner i denne rapporten siden de ikke bruker tareskogen direkte. Det kan imidlertid tenkes at tareskog indirekte er viktig for enkelte måkefugler.

De vanligste terneartene i Norge er rødnebbterne og makrellterne. Deres næring består hovedsakelig diverse småfisk, som tobis, sild og andre stimfisker, samt noe torskefisk (se Cramp 1985 for en gjennomgang). Fiskene fanges i overflaten ned til en halv meters dyp.

Arter som sildemåke og krykkje har lignende beitestrategier, og det kan derfor tenkes at beiting over tareområder er viktig. Andre måkearter, som gråmåke og svartbak er mer opportunistiske og derfor sannsynligvis mindre sårbare. Inntil mer data foreligger velger vi likevel å tro at tareskogen er lite viktig for disse artene.

6 Hvordan kan taretråling påvirke sjøfugl?

6.1 Mulige effekter

Det er påvist at taretråling reduserer diversiteten av planter og dyr i tareskogen (se f.eks Rinde et al. 1992, Christie et al. 1994). Slike habitatforandringer kan tenkes å påvirke marine fugler, ved at voksne fugler ikke finner mat om vinteren, med økt dødelighet som resultat, eller ved at mattilgangen reduseres nært hekkeklassen, og reproduksjonen blir skadelidende.

Dykkende fugler puster med lunger, noe som betyr at de er mindre tilpasset et liv i vann enn andre marine organismer. Deres tid til næringsøk er begrenset, og mange studier har vist at lengden av et dykk hos en fugl er proporsjonal med tiden som trenges for å opprette likevekt i blodgassene (f.eks. Ydenberg & Clark 1989, Ydenberg & Guillemette 1991). Dette betyr at fuglene må ha lengre tid mellom hvert dykk ved økende dykketider. Hvis næringstilgangen minker eller kvaliteten på næringen blir dårligere i et habitat som følge av taretråling, trenges mer tid for å finne mat, og fuglene kan få problemer med energibalansen.

For kolonihekkende arter er det viktig at områdene rundt koloniene er gode for næringsøk. I hvilken grad taretråling påvirker hekkesuksess og bestandsutvikling i negativ retning hos skarveartene og teist vil avhenge av hvorvidt tilgjengeligheten og mengden av viktige fiskearter innenfor aksjonsradius fra koloniene blir redusert. Dette kan bl.a. være avhengig av forekomsten av tareskog i forhold til andre gode oppvekstområder for fisk, og forekomsten av tareskog, totalt sett, innenfor aksjonsradius. Det er rimelig å anta at bestandene vil påvirkes mere i negativ retning i et område der tareskogen utgjør hovedtyngden av beiteområdet (f.eks der resten av områdene innenfor aksjonsradius er for dype eller på annen måte utilgjengelig, f.eks gjennom arealbeslag) enn i et område der fuglene har alternative næringsøksoråder, eller beiter på byttedyr som ikke først og fremst er relaterte til tareskoger (f.eks tobis).

For å kunne si om taretråling fører til problemer for sjøfugl er det er altså to hovedspørsmål som må besvares: 1) Går næringsmengden ned som følge av

taretråling? 2) Forandres næringskvaliteten som følge av at taremengden reduseres.

1) Den eksisterende kunnskapen om virkninger av taretråling viser hvor vanskelig det er å gi et sikkert svar på om næringsmengden for sjøfugl går ned. For noen typer bunndyr vil ikke taretråling ha stor betydning (Christie et al. 1994), mens arter som lever på selve tareplantene og som svømmer i vannmassen mellom plantene kan mindre tare bety mindre leverom, noe som betyr færre dyr, og dårligere næringstibud for fisk og fugl.

Som nevnt er det usikkerhet om hvor mye av en tarebestand som faktisk høstes. Hvis en for enkelhets skyld antar at mengden av dyr på- og rundt taren i prosent reduseres like mye som den mengde tare som taes opp, vil taretråling kunne redusere næringsmengden for enkelte arter med 6-17 % (Sivertsen 1991b, Sivertsen et al. 1990, Fosså 1995). Hvis en i tillegg regner med at taretrålen ødelegger en del tare kan taretråling i noen tilfeller redusere næringen med over 20%. Det er sannsynlig at slike reduksjoner er nok til å gjøre et område dårligere egnet for sjøfugl. Om vinteren når temperaturen er lav og beitetida er begrenset (p.g.a. korte dager og dårlige lysforhold) er sjøfuglene ofte stresset (Goudie & Ankney 1986, Guillemette et al. 1992, Systad 1996), og en selv en liten reduksjon i næringsmengden vil derfor kunne ha negativ effekt på deres overlevelse. Estimaterne av høstingsgrad er basert på uttak i store felter. Lokalt innenfor slike felter kan trålingen være mer intens og en større prosentandel av taren høstes. I tilfeller der det dreier seg om fuglelokaliteter vil det kunne bety store habitatendringer.

De studier som er gjort med fjerning og uttynning av *Macrosystis* viser opptil 60 % reduksjoner i fiskemengder (Bodkin 1988), og at sammensetning av fiskefaunaen forandres som følge av slike inngrep (Carr 1989). Hvis det er tilfelle slik det hevdes fra fiskerhold at fiskefangstene går ned i en del områder (f.eks. i Anon. 1990), så vil effekten på fiskespisende sjøfugl være negativ.

2) Forringelse av næringskvaliteten for sjøfugl som følge av miljøforandringer betyr enten at mengden av energirike byttedyr reduseres, eller at nærings-

forholdene for byttedyr blir dårligere som igjen medfører at de inneholder mindre energi.

Det er for eksempel påvist over hundre byttedyrarter i dietten til ærfugl, som omfatter alt fra kråkeboller til fisk (Bustnes 1996). Dette indikerer at det kan være lett å finne annen mat hvis en byttedyrart minker. For ærfuglen, og arter med lignende næringsbiologi, er problemet at maten generelt har et lavt energi-innhold. Kråkeboller, muslinger og snegler består for det meste av ufordøyelige bestanddeler (skjell og skall). Siden de svelger all maten hel vil skjell og skall være en belastning i forhold til effektivt energi-opptak. For eksempel regner man med at ærfuglen må spise tilsvarende sin egen kroppsvekt per dag for å tilfredsstille energibehovet med den sammensetning av næringen man normalt finner hos arten (Guillemette 1994). De ulike byttedyrene har forskjellige energi-innhold. Pyntekrabber har for eksempel fem ganger høyere energi-innhold per gram enn kråkeboller (Guillemette et al. 1992). Hvis en ærfugl utelukkende spiser kråkeboller må den svelge 4.5 kg per dag, noe som sannsynligvis er umulig. Fordøyelsebegrensningen ser ut til å være viktig for havdykkendene (Guillemette 1994).

Mange marine organismer varierer mye i næringskvalitet, både i forhold til reproduksjonssyklus og i forhold til det habitatet de lever i (Chambers & Milne 1979, Seed 1979). For eksempel er det vist at kråkeboller på nedbeitede tareområder har langt lavere næringsverdi enn kråkeboller som finnes i selve tareskogen (Sivertsen & Hopkins 1995). Kråkeboller utgjør ofte en betydelig del av næringen til ærfuglen, men ærfuglen beiter langt mindre i nedbeitede tareområder enn i tareskogen, selv om kråkebollene der er lettere tilgjengelige.

Man kan tenke seg lignende problemer for andre sjøfuglarter. Hvis næringsrike isopoder og amphipoder eller fisk reduseres i antall kan sjøfugl som havelle og teist tvinges over på andre, dårligere byttedyr. På samme måte kan man tenke seg at forholdene for fisk og andre av sjøfuglenes byttedyr kan bli dårligere slik at de blir mindre energi-rike. Man får dermed en kjedereaksjon som gjør at sjøfuglene får dårligere mat.

Som en konklusjon kan man si at det er sannsynlig at mengden av byttedyr for en del sjøfugl reduseres som følge av taretråling, og at enkelte arter kan erfare en redusert næringskvalitet. Hvor alvorlige slike

reduksjoner er derimot uavklart og vil avhenge av lokale forhold. Pågående studier rundt virkninger av taretråling på invertebrater og fisk kommer til å gi kunnskap som kan belyse problemstillingen, men for å få et godt svar må sjøfugl inkorporeres i disse studiene.

6.2 Eksempler på at taretråling kan ha hatt negativ effekt på sjøfuglbestander

Det finnes oss bekjent to områder der man mener å ha sett skadevirkninger av taretråling på sjøfugl: ved Runde på Mørkekysten og på Jæren.

Ved Grasøya utenfor Runde ble det trålt tare på en tradisjonell myteplass for ærfugl som har vært kjent siden 1950-tallet. Tellingene i 1980 årene viste årlig ca. 1000 ærfugler, men antallet minket kraftig etter at taretrålingen var gjennomført. Dette skjedde i to omganger. Først ved tråling i 1986 og så i 1994 (**tabell 4**). I et nærliggende område, som ble overvåket etter Arisan forliset vinteren 1992-93, forsvant flere hundre ærfugl, toppskarv og havelle like etter at området ble trålt (**tabell 5**) (opplysningene er gitt av Alv Ottar Folkestad). Det sistnevnte området ligger godt beskyttet på innsida av Runde, og bunnen er øyensynlig flat slik at det kan tråles effektivt (A. O. Folkestad Pers. Medd., J.O. Bustnes Pers. obs.). Et tegn på at trålingen har vært effektiv er at en flokk på 36 sjørørre kom inn i området like etter. Disse fuglene finnes mest på sandbunn og ikke i tareskog. Selv om dataene fra Runde ikke er analysert på en vitenskapelig måte representerer de det beste eksempelet på at taretråling påvirker sjøfugl. Selv om fuglene forsvant fra områdene sier dette ikke om de overlever dårligere eller om de får redusert hekkesuksess. Det er likevel interessant å merke seg at etter at taren begynte å komme tilbake, kom fuglene tilbake, noe som tyder på at område har en større verdi enn alternative områder i nærheten.

Det er også blitt hevdet at taretrålingen langs Jærstrendene har hatt en negativ effekt på mengden av sjøfugl i området (Eldøy 1996). Tellingene foretatt i tidsrommet 1980-86 viste at antallet storskarv, ærfugl og islom (antall fugler per km strandlinje) var høyest det fjerde året etter taretråling. Islom hadde en gradvis økning fra det laveste antall året etter tråling, mens den ikke var gradvis hos de andre to artene.

Tabell 4. Antall mytende ærfugl rundt Grasøya ved Runde (Møre og Romsdal) før (1986 og 1994) og etter taretråling (1987, 1995 og 1996). - Number of moulting common eiders at Grasøya at Runde (coast of Møre og Romsdal) before (1986 and 1994) and after kelp trawling (1987, 1995 and 1996).

| Dato | Antall ærfugl |
|------------|---------------|
| 10.07.1986 | 900 |
| Juli 1987 | 10-15 |
| 30.07.1994 | 450 |
| 9.10.1994 | 600-700 |
| Juli 1995 | 10-15 |
| Juli 1996 | 10-20 |

Eksempelet fra Jæren gir ikke et entydig bilde av situasjonen. Hos storskarv og ærfugl var antallet lavest det tredje året etter taretråling, så uten at man går nærmere inn i materialet er det vanskelig å hevde at dette er et godt bevis for at taretråling forringer sjøfugllokaliteter. Materialet bør følges grundig opp med videre analyser der man ser nøye på fordeling av fugl i forhold til trålingssoner.

Tabell 5. Antall sjøfugl på innsiden av Runde vinteren (1992-93) like før og like etter taretråling. - Number of shag (toppskarv), common eider (ærfugl), Long-tailed duck (havelle), velvet scoter (Sjørørre) and black guillemot (teist) on the inside of Runde during the winter 1992-93 before and after kelp trawling.

| Art | Før tråling | Etter Tråling |
|-----------|-------------|---------------|
| Toppskarv | 500 | 1-5 |
| Ærfugl | 200 | 5-10 |
| Havelle | 250 | 2-3 |
| Sjørørre | 0 | 36 |
| Teist | 10-15 | 1-2 |

Et større arbeid på utviklingen i sjøfuglbestandene i Norge (Anker-Nilssen et al. 1996) inkluderte Jæren, og fem arter er blitt telt i tidsrommet 1980-93. Det viser

seg at islom, sjørørre og ærfugl har hatt en positiv bestandstrend på Jæren i denne tiden, selv om det ikke har vært signifikant. Derimot har det blitt noe mindre havelle (ikke signifikant) og en signifikant nedgang i vinterbestanden av gråstrupedykker (tabell 6). Hvordan dette forholder seg til de områdene som taretråles er ikke analysert nærmere.

6.3 Utviklingen i sjøfuglbestander i trålingsområder i forhold til trålfrie områder

Overvåkningsprogrammet for sjøfugl i Norge har vært drevet systematisk i 15 år, både i områder med taretråling og områder uten taretråling. Dette betyr at man kan se på om utviklingen i bestandene er forskjellig i områdene med taretråling sammenlignet med trålfrie områder. Hvis det skulle være tilfelle ville det være en indikasjon på at taretråling kan ha effekter. Hvis man ikke finner slike forskjeller så betyr det ikke nødvendigvis at taretråling ikke har effekter, men at man gjennom slike analyser ikke oppdager dem. Variasjoner i sjøfuglbestander kan skyldes mange forhold som ofte varierer fra område til område. Dette gjør tolkningen av slike data usikker.

6.3.1 Hekkende sjøfugl

Den eneste arten som hekker både trålfrie områder og i de områdene der det drives taretråling, er toppskarv. I Rogaland viser toppskarven en signifikant økning i tidsrommet 1979-96. Det samme finner man i Nord-Trøndelag fra 1984 til 1996, mens bestandene i Nord-Norge viser en svak, men ikke signifikant nedgang (Anker-Nilssen et al. 1996, Lorentsen 1996). Det finnes med andre ord ingen data som tilsier at hekkebestander ensidig har gått tilbake i områder der det drives taretråling.

6.3.2 Overvintrende fugl

For overvintringsbestandene finnes det et bedre datagrunnlag. To sentrale taretrålingsområder har vært overvåket, nemlig Jæren og Smøla, mens man har tilsvarende data fra trålfrie områder i Vest-Agder, Trondheimsfjorden, Salten, Vestvågøy og Troms (Nygård 1994, Anker-Nilssen et al. 1996).

Tabell 6. Bestandstrender hos sjøfuglarter i forskjellige områder, med eller uten taretråling.
 + :angir en positiv trend, - : negativ, 0 : ingen trend, * : statistisk signifikant. I.t.: ikke talt (etter Anker-Nilsen et al. 1996). - Population trends of different seabirds in areas, with (taretråling) and without kelp trawling (Ikke taretråling). +: positive trend, -: negative trend, *: statistical significant, I.t.: Not counted. Islom= Great northern diver, Gråstrupedykker= Red throated grebe, Sjørørre= Velvet scoter, Havelle= Long-tailed duck, Ærfugl= Common eider.

| Områder | Islom | Gråstrupedykker | Sjørørre | Havelle | Ærfugl |
|-------------------------|-------|-----------------|----------|---------|--------|
| Taretråling | | | | | |
| Jæren | + | -* | + | - | + |
| Smøla | + | -* | -* | - | -* |
| Ikke taretråling | | | | | |
| Vest-Agder | + | - | - | - | - |
| Trondheimsfjorden | 0 | + | - | - | + |
| Salten | I.t. | I.t. | -* | -* | - |
| Vestvågøy | + | I.t. | + | - | + |
| Troms | - | I.t. | - | - | -* |

Overvintringsbestanden av islom har vist en oppadgående trend (ikke signifikant) i alle områder, unntatt Troms. Det vil si at trålingsområdene ikke skiller seg ut.

Gråstrupedykker viser derimot en signifikant nedgang både på Jæren og ved Smøla, men ikke i de andre områdene den er talt. Ved Smøla gikk både sjørørre og ærfugl signifikant tilbake. Vinterbestandene av disse artene varierer, men ikke signifikant i de andre områdene (**tabell 6**).

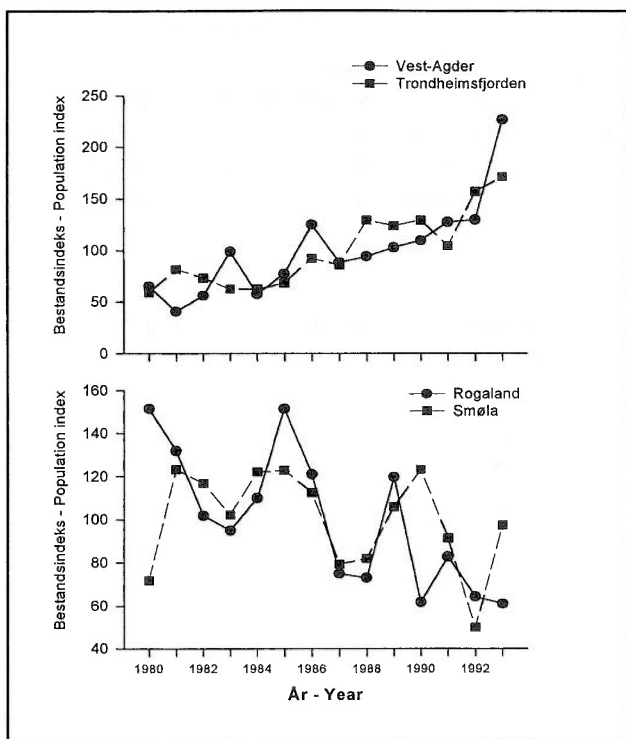
For overvintrende storskarv, toppskarv og teist beregnet Nygård (1994) bestandsindekser i forskjellige områder. **Figur 6-8** viser bestandsindekser for disse artene i taretrålings-områdene ved Smøla og på Jæren sammenlignet med de tilstøtende områdene i Vest-Agder og i Trondheimsfjorden.

Bestandsindeksen for overvintrende storskarv i de to trålingsområdene Jæren og Smøla er til dels synkende, mens den viser en stabil økning de i tilstøtende områdene i Vest-Agder og Trondheimsfjorden (**figur 6**). For toppskarv er bestandene tilsynelatende stabile i alle områdene, selv om svingningene er store mellom år, og taretålings-områdene viser ingen nedgang sammenlignet med tilgrensende tellingsområder (**figur 7**).

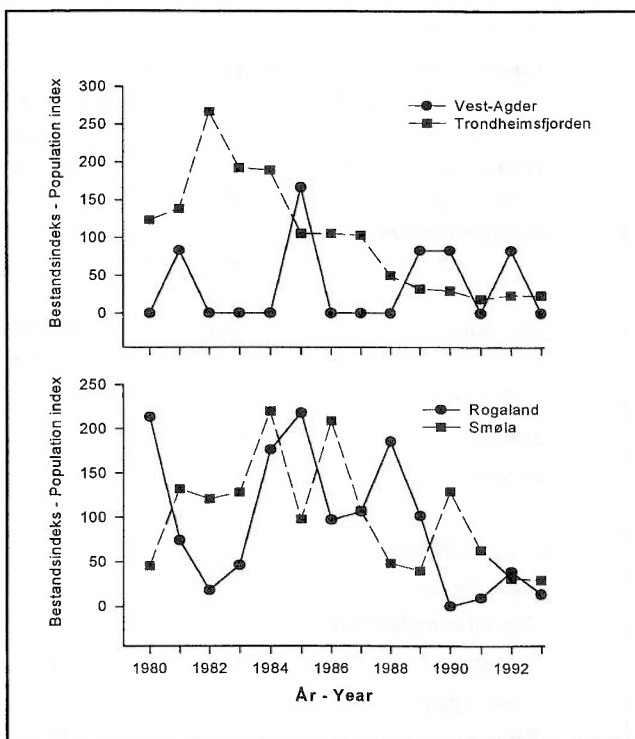
For overvintrende teist viste det seg at bestandsindeksen er negativ både for Rogaland og Smøla, men også for Trondheimsfjorden (**figur 8**), slik at områdene med taretråling ikke skiller seg ut med synkende bestander.

Ifølge PRONOVA har et felt (Svartoksen) en høstegrad på 17 %, og Sivertsen (1991) fant at gjennomsnittlig var 48 % av prøvestasjonene i området som ble undersøkt ved Smøla trålt for tare. Dette betyr at i alle fall enkelte områder utenfor Smøla er sterkt taretrålt.

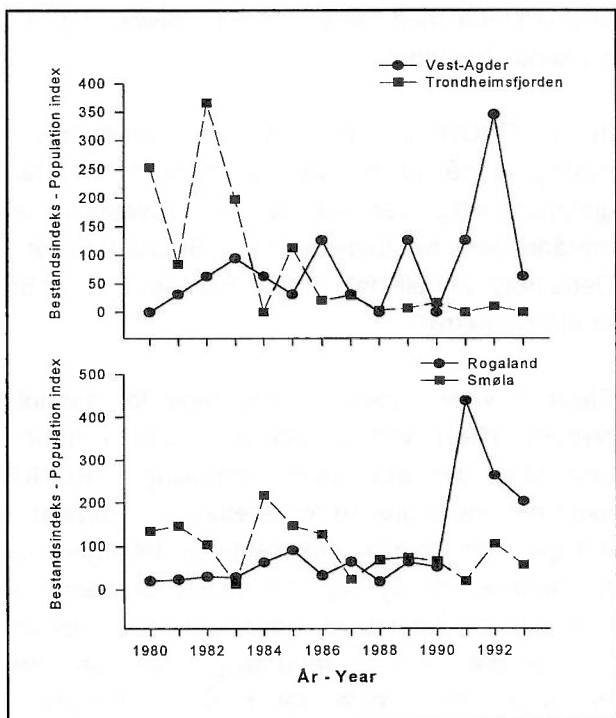
Figur 9 viser hvordan tellesonene for sjøfugl (fra Nygård 1994) ved Smøla er fordelt i forhold til områdene der det drives taretråling (PRONOVA), samt den indre grense for taretråling i området. Som det går fram foregår det meste av trålingen utenfor tellesonene for sjøfugl. Vi vil derfor være svært forsiktig med å hevde at nedgangen i sjøfuglbestander ved Smøla skyldes taretråling, men en bør gå nærmere inn i materialet både med hensyn på taretråling og sjøfugltellinger. Detaljanalyser bør gjøres for alle trålfeltene og tellesonene. Det samme bør gjøres for Jæren. Et slikt arbeid vil være så omfattende at vi ikke har hatt mulighet til å gjøre det innenfor rammen av dette prosjektet.



Figur 6. Forandringer i bestandsindeks for storskarv (etter Nygård 1994) i områder uten taretråling (øverst) og taretrålte områder (nederst). - Changes in population indexes for cormorant (from Nygård 1994) in areas without- (upper) and with kelp trawling (lower).



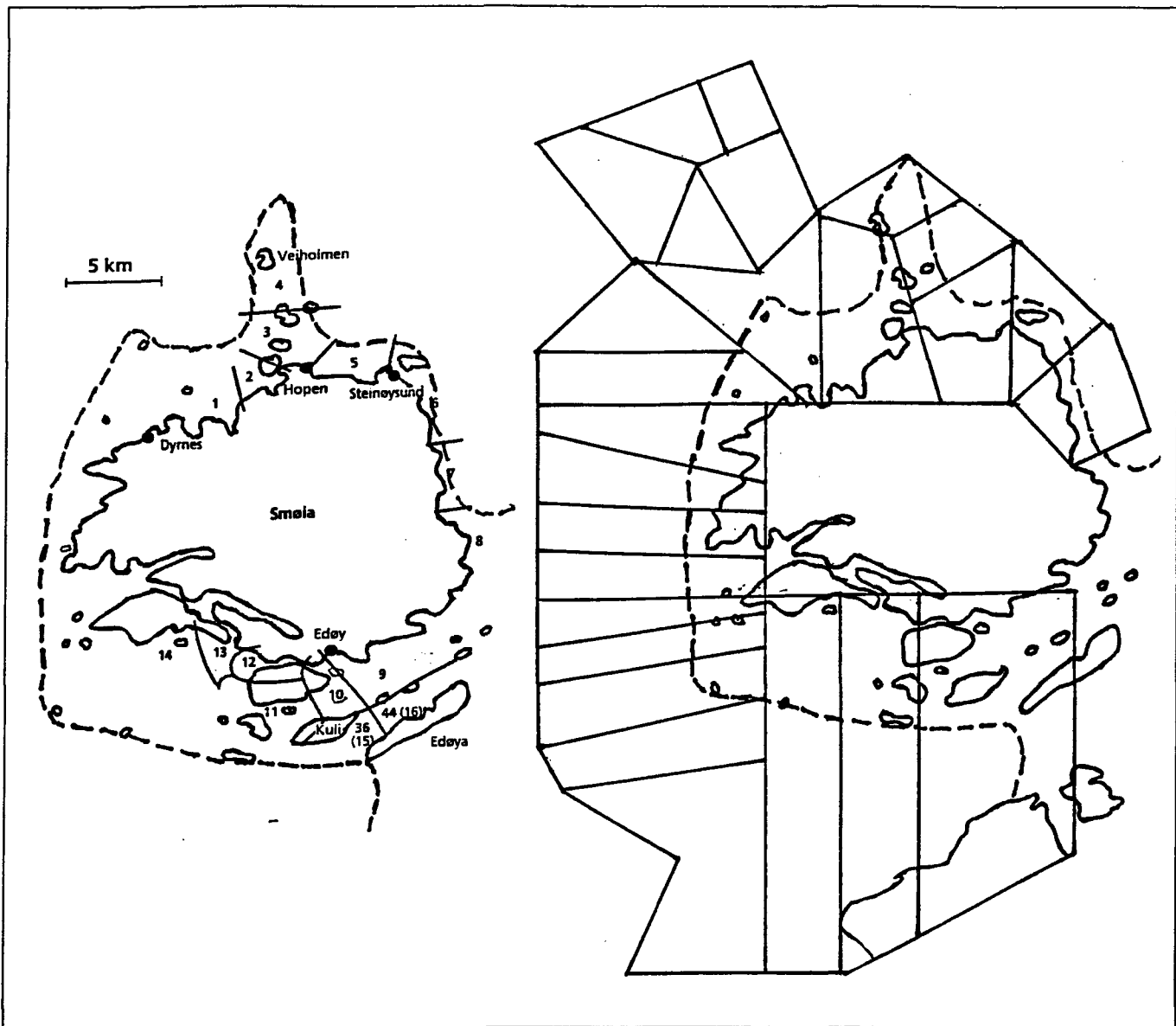
Figur 8. Forandringer i bestandsindeks for teist (etter Nygård 1994) i områder uten taretråling (øverst) og taretrålte områder (nederst). - Changes in population indexes for black guillemot (from Nygård 1994) in areas without- (upper) and with kelp trawling (lower).



Figur 7. Forandringer i bestandsindeks for toppskarv (etter Nygård 1994) i områder uten taretråling (øverst) og taretrålte områder (nederst). - Changes in population indexes for shag (from Nygård 1994) in areas without- (upper) and with kelp trawling (lower).

6.4 Kan det finnes positive effekter av taretråling for sjøfugl?

I terrestre økosystemer har det ofte vist seg at predatorer bruker kantsoner mellom to habitat-typer (Nilsson & Ericson 1992). For sjøfugl kan det for eksempel tenkes at områder med "taremosaikk" gir en bedre oversikt og har høyere tilgjengelighet av næring enn en tett og lite gjennomiktig tareskog, selv om det totalt sett kan være mer mat i tett tareskog. Dette skyldes at tett tareskog kan være en fysisk hindring, og den kan stoppe opptil 90 % av lyset (Fosså & Sjøtun 1993). Sjøfugl som beiter ved hjelp av synet kan da få problemer. Man kan altså tenke seg at taretråling i enkelte tilfeller kan splitte opp en tett tareskog og gjøre det enklere for sjøfugler å komme til, noe som betyr at et område som i utgangspunktet ikke er egnet som beiteområde for fugl kanskje kan bli det. Det finnes dessverre ingen studier som har sett på slike problemstillinger.



Figur 9. Utbredelse av tellesoner for sjøfugl (venstre) (etter Nygård 1994) og taretrålingsfelter (høyre) (PRONOVA) ved Smøla. Stiplet linje angir indre grense for tråling - Distribution of counting zones for seabirds (left) (after Nygård 1994) and zones for kelp trawling (right) (PRONOVA) at Smøla, Møre og Romsdal. Dotted line represent inner border for kelp trawling

Eventuelle positive effekter vil imidlertid være av relativt kort varighet fordi tareskogen vokser raskt til. 1-2 år etter tråling er taregjenvæksten så høy at tilgjengeligheten blir kraftig redusert. Det er også funnet færre store dyr i de trålte gatene (Rinde et al 1992, Christie et al 1994), noe som gir et redusert mattilbud for store predatorer som fugl. Uten eksperimentelle studier vil det være umulig å gi noe sikkert svar på om positive effekter finnes.

7 Feltstudium ved Finnøy

7.1 Introduksjon

Som nevnt i tidligere finnes ingen data som har sett på habitatbruk og næringsvalg hos sjøfugl i områder der det drives taretråling, og vi valgte derfor å samle inn noe grunnleggende informasjon rundt emnet. De data som presenteres her gir på ingen måte noe komplett bilde av sjøfugl-tareskog interaksjoner, men er ment som et supplement.

ble artsbestemt. Deretter ble de brukt til å beregne størrelsen på fisken. Det ble gitt tillatelse til å felle 10 ærfugl i mars og 10 i september for å analysere mageinnhold.

Fordelingen av habitater ble i grunne områder (< 5-8 m) ble studert ved hjelp av flyfoto. På bildene synes sandbunn, og vi antok ut fra observasjoner gjort ved bruk av vannkikkert og dykking at mørke områder hovedsakelig var dekt av tare. På dypere vann måtte vi basere oss på kvalitative observasjoner.

7.3 Resultater og diskusjon

Finnøyområdet domineres av hardbunn med tareskog, med en del større flater med sandbunn (**figur 10**). Våre observasjoner fra båt og gjennom dykking tilsier at tareskogen er mer dominerende på dypere vann (>5-8 m) og lengre ut fra øynene, selv om det også der finnes flater med sand.

Taretrålingen i Finnøy-området skjer fra området ved Sæterøya og ut forbi de ytterste holmene (**figur 10**), og den berører de områdene som sjøfuglene bruker. De vanligste sjøfuglartene i området var toppskarv og ærfugl i begge feltperiodene. Det er mulig at en del av skarvene i området var storskarv, men det var ikke alltid mulig å si sikkert. Ellers var det i mars en del havelle, sjøorre og siland. **Tabell 7** gir en oversikt over antallet fugl innenfor studieområdet i de to observasjonsperiodene.

Tabell 7. Estimer for antall sjøfugl i studieområdet ved Finnøy (Figur 11), Møre og Romsdal midt i mars og midt i september. - Estimated number of different seabirds in the study area at Finnøy (coast of Møre and Romsdal) (Figure 11) in mid March and mid September. Gråstrupedykker= Red throated grebe, Toppskarv= Shag, Sjøorre= Velvet scoter, havelle= Long-tailed duck, Ærfugl= Common eider.

| Art | Mars | September |
|-----------------|---------|-----------|
| Gråstrupedykker | 4 | - |
| Toppskarv | >300 | 600-700 |
| Ærfugl | 300-400 | >200 |
| Sjøorre | 30 | - |
| Havelle | 50 | - |
| Siland | 15 | - |

7.3.1 Antall fugler og habitatbruk

Ærfugl

I mars var flokkstørrelsen hos ærfugl 7.6 ± 1.3 (\pm Standard feil) individer (N=28). De aller fleste av disse flokkene oppholdt seg i områder som var dominert av tareskog, men beiteaktiviteten var svært lav. I september oppholdt ærfuglflokkene seg i de samme områdene som i mars, unntatt ved de ytterste holmene. **Figur 10** viser de viktigste områdene for arten.

I mars ble habitatet detaljkartlagt for 10 beitende flokker. Seks av flokkene beitet på ca. 10 m dyp, og fire beite på 2 m. Bunnforholdene varierte noe, men tare var dominerende. Taredekket varierte fra 10 til 100 % (gjennomsnittlig ca 60 %), og habitatet til ærfuglen i Finnøyområdet kan best beskrives som et mosaikkhabitat. Bare en av flokkene beitet i et område som var dominert av sandbunn, hvor fuglene beitet på store strandkrabber.

Ærfuglene beiter vanligvis nært opp til land, eller holmer og skjær (Bustnes & Lønne 1997). Det betyr at den bare kommer i konflikt med taretråling i den grad aktiviteten drives nært landformasjoner. I Finnøy-området tas det meste av taren opp ute på de åpne havområdene utenfor øyene, og ærfuglen beiter bare i en ubetydelig del av det totale trålingsarealet. Ved de ytterste holmene, som Skipsholmen, tråles det derimot etter tare. Ved hjelp av vannkikkert observerte vi trålgater helt opp til disse holmene. I mars lå en flokk på 100 ærfugl ved Skipsholmen og en flokk på 120 individer ved Holmeskallen, over trålgatene. Dette medfører at en betydelig del ærfuglene ved Finnøy befant seg i områder som tråles. I september var det lite ærfugl ved de ytterste holmene (<10).

Havelle

Det ble funnet ca. 50 haveller i studieområdet i mars. De individene som ble observert beitende befant seg i typiske tareområder, eller i områder med mosaikk av tareskog og sandbunn.

Sjøorre

I mars ble 30 sjøorrer observert, og alle fuglene beitet over sandbunn. Dette er ikke uventet siden sjøorren er kjent for å beite over sandbunn i andre områder.

Skarv

Finnøy-området ser ut til å være et viktig område for skarv (stort sett toppskarv), utenom hekketida. De ytterste skjærene, som Skipsholmen og Ballane brukes som hvilested for flere hundre fugler, og som utgangspunkt for beiting i det omkringliggende området. I september 1996 ble det estimert 500-600 skarv i området rundt Holmeskallen (**figur 10**). I mars var tallet noe lavere, men det dreide seg også da om mer enn 300.

Om morgen 18 og 19 mars ble henholdvis 12 og minst 10 toppskarv observert beitende i sundet mellom Sæterøya og Håvær på dyp ned mot 30 m. Disse områdene domineres av tareskog. I september ble det observert store flokker skarv som beitet i det samme området, men det var umulig å få eksakte tall. Samtidig observerte vi store tettheter av 0-gruppe sei (ca 10 cm) som svømte over tareskogen og som av og til "kokte" i overflaten over tarefluene.

Det tråles helt inn til Sæterøya og det ser ut som om det meste av skarv i Finnøyområdet beiter i de sonene som tråles. Ut fra de observasjoner vi gjorde av beitende skarv, nær land synes det som om de fleste fuglene søker næring utenfor de ytterste holmene (**figur 10**). Det er uvisst hvor langt ut på havet de drar, men sannsynligvis beiter de i stor grad innenfor det området der det tråles tare.

7.3.2 Næring hos ærfugl

Det er gjort relativt mange studier av ærfuglens næringsbiologi, men felles for de fleste er at de ikke har tatt hensyn til hvilke habitater fuglene har beitet i. I dette prosjektet var det viktig å få informasjon om hva ærfuglen spiser i et tareskogsområde, der det drives taretråling. Vi samlet derfor inn 15 ærfugler i mars og september når fuglene beiter på de dyp hvor tareskog finnes. Fuglene ble skutt i rene tareskogsområder og innover i sund der det var mer blandet habitat (stortare, sukkertare, skjellsand). Antall byttedyr i hver enkelt mage er talt opp. Der det var umulig å kvantifisere byttedyrene ble de bare registrert.

Tilsammen ble 40 byttedyrarter påvist i 6 individer fra 17 mars og 9 fugl fra 13 september.

I mars dominerte snegler, men et individ var full av forskjellige krepsdyr. I september var det hovedsakelig

snegler som dominerte, men en del blåskjell ble også funnet i 3 av de 9 individene (**tabell 8**).

Femten fugl er et begrenset materiale, men resultatene sier oss mye om individenes beitedadferd. Den varierte kosten, som sjøanamoner, snegl, skjell, krepsdyr, sjøstjerner og sekkdyr, viser at de er generalister som beiter i fjæra eller i tareskogen. Mageinnholdet viser at de henter sin næring på grunt vann, og byttedyrene er mest vanlige fra fjæra og ned til 5-10 m dyp. De er alle typiske dyr i tareskogen eller i littoralsonen rett ovenfor tareskogen. De er vanlige på hardbunn, og de oppholder seg oppå substratet som er fjellbunn eller tareplantene. Noen av byttedyrene er også vanlige på mer blandet bunn, og de er enten fastsittende eller krypende/krabbende. Ærfuglene henter altså sin næring både ved å plukke på bunnen mellom tareplantene, på tarestilkene og på tarebladene.

Andre studier av ærfugl har vist at blåskjell og kråkeboller kan være helt dominerende i dietten (Goudie & Ankney 1986, Bustnes & Erikstad 1988, Guillemette et al. 1992, Nehls 1995). Disse studiene er ofte gjort i områder som er mindre dominert av tareskog enn Finnøy-området. Dette betyr at fuglene som beiter i tareskogen sannsynligvis har en annen diett enn de som beiter i andre habitater.

7.3.3 Næring hos toppskarv

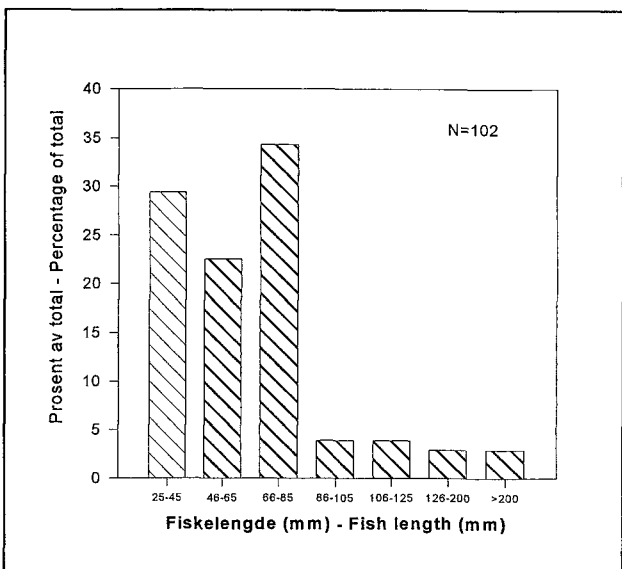
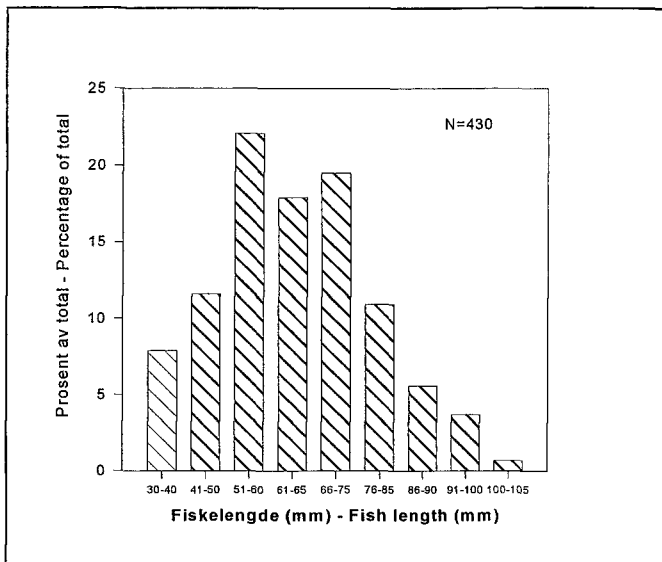
Totalt 907 otolitter ble funnet i gulpebollene fra skarv samlet inn i mars 1996. I dette materialet var det flest tobis otolitter (50.9 %) og torskefisker (13.2 %). De resterende otolittene tilhørte ulker (11.3 %), uer (0.7 %) og sild (0.55 %), mens 20 % ikke var mulig å identifisere.

På grunnlag av otolittenes lengde regnet vi ut standard lengde og vekt på fisken (Jobling & Breiby 1986, Härkönen 1986), og dermed betydningen av de forskjellige fiskeartene i dietten i form av biomasse. Det var ikke mulig å skille sei og torsk, slik at de to artene ble slått sammen.

Av tobis dominerte størrelser fra 40 til 85 mm (**figur 11**), mens hovedtyngden av torskefisk lå mellom 110 og 170 mm (**figur 12**). Tilsvarende for ulker var 25 til 85 mm (**figur 13**).

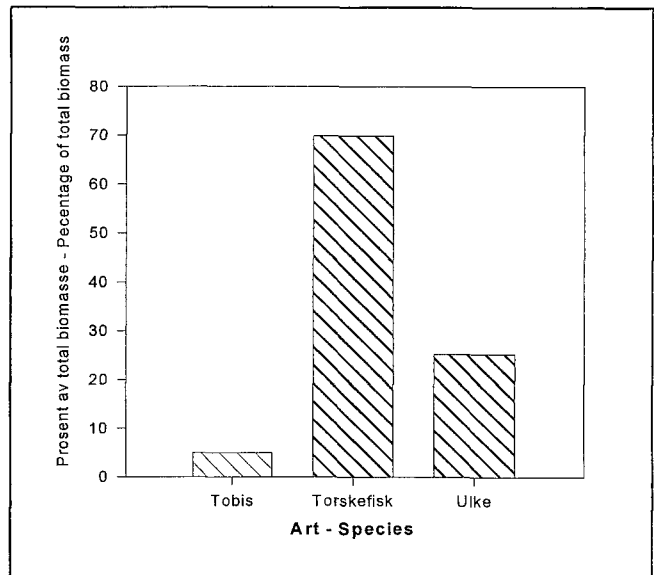
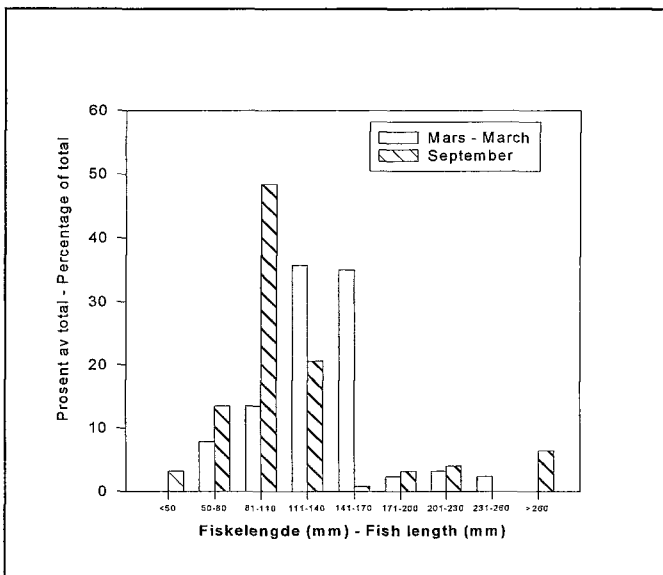
Tabell 8. Arter av marine dyr funnet i mageprøver fra ærfugl skutt ved Finnøy, Møre og Romsdal. -
Prey species of common eiders shot at Finnøy, coast of Møre og Romsdal.

| Art/mageinnhold | Mars | | | | | | September | | | | | | | | |
|-----------------------------|------|----|---|----|----|---|-----------|------|-----|---|---|-----|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| Algerester tang/tare | x | x | | x | x | | x | x | x | | x | | | | |
| tare, kimplanter | | | | | | | | x | | | x | | | | |
| Algerester rødalger | | | | x | x | | | x | x | | x | x | x | x | x |
| Tealia fellina | | | | | | | 5 | | | | | | | | |
| Polychaeta | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spirorbis</i> sp | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Mollusca | | | | | | | | | | | | | | | |
| Polyplacophora | | 5 | | | | | | | | | | | | | |
| Prosobranchia | | | | | | | | | | | | | | | |
| Patellidae | | 24 | | | 4 | | | | | | | | | | |
| <i>Patella vulgata</i> | | | | | | | | | 5 x | | | | | | |
| <i>Ansates pellucida</i> | | | | | 2 | | | 36 x | 1 | | x | | | | |
| <i>Lacuna vincta</i> | | | | | | | 1 | 3 | 10 | | 2 | 95 | | | |
| <i>Margarites helycinus</i> | | | | | | | 4 | | 2 | | | 1 | | | |
| <i>Margarites</i> juv. | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Gibbula cineraria</i> | 1 | | 1 | | 27 | | | | 23 | | | 123 | x | 2 | 1 |
| <i>Rissoa parva</i> | | | | | 1 | | | | | | | 2 | | | |
| <i>Littorina obtusata</i> | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Trivia arctica</i> | 1 | 1 | | | | | | | | | | 2 | | 1 | |
| <i>Nucella lapillus</i> | | | | | | | 1 | 3 | | | | | | | |
| <i>Buccinum undatum</i> | | 3 | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| Bivalvia | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mytilus edulis</i> | | | | 6 | 1 | | 9 | 1 | | | | | 24 | 12 | 2 |
| <i>Mytilus</i> skallrester | x | | | xx | | | x | | | | x | | x | x | xx |
| <i>Modiolus modiolus</i> | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Musculus</i> | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| <i>Hiatella arctica</i> | | | | | 1 | | 5 | | | | | | | | |
| skallrester ubest | x | xx | x | | | | | | | | | | | | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Galathea</i> sp | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pagurus</i> | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cancer pagurus</i> | | | | | x | | | | | | | | | | |
| <i>Carcinus maenas</i> | | | | | | 4 | | | | | | | | | |
| <i>Macropodia</i> sp. | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| <i>Homarus</i> ? klo-rester | | x | x | | x | | | | x | | x | | | | |
| <i>Praunus</i> sp. | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Idotea indet</i> | | | | | 44 | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Idotea pelagica</i> | | | | | 24 | | | | | | | | | | |
| <i>Idotea emarginata</i> | | | | | 68 | | | | | | | | | | |
| <i>Idotea baltica</i> | | | | | 25 | | | | | | | | | | |
| <i>Idotea granulosa</i> | | | | | 26 | | | | | | | | | | |
| <i>Gammarus locusta</i> | | | | | 29 | | | | | | | | | | |
| <i>Gammarus</i> sp. | | | | | 35 | | | | | | | | | | |
| Amphipoda indet | | | | | 16 | | | | | | | | | | |
| Echinodermata | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ophiopholis aculeata</i> | | x | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Asterias rubens</i> | | | | | | | 24 | | | | | 3 | | | |
| Chordata | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ascidiacea indet | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Aplidium | | | | | | | | | 1 | | | | | | |



Figur 11. Beregnet lengdefordeling av tobis på grunnlag av otolitter funnet i gulpeboller fra toppskarv. Data fra Finnøy, Møre og Romsdal. - Estimated length distribution of sandeel based on otoliths found in regurgitated pellets from shag. Data from Finnøy, Møre og Romsdal.

Figur 13. Beregnet lengdefordeling av ulker på grunnlag av otolitter funnet i gulpeboller fra toppskarv. Data fra Finnøy, Møre og Romsdal. - Estimated length distribution of Bull-routs based on otoliths found in regurgitated pellets from shag. Data from Finnøy, Møre og Romsdal.



Figur 12. Beregnet lengdefordeling av torsk på grunnlag av otolitter funnet i gulpeboller fra toppskarv. Data fra Finnøy, Møre og Romsdal. - Estimated length distribution of gadoids based on otoliths found in regurgitated pellets from shag. Data from Finnøy, Møre og Romsdal.

Figur 14. Beregnet biomasse av forskjellige fiskearter i dietten til toppskarv på grunnlag av otolitter funnet i gulpeboller. Data fra Finnøy, Møre og Romsdal. - Estimated biomass of different fish species based on otoliths found in regurgitated pellets from shag. Data from Finnøy, Møre og Romsdal.

Beregnet vekt av disse fiskeartene i materialet var 5.6 kg. Av dette var 70 % torsk, og 25 % ulker. Tobis utgjorde altså bare 5 % av biomassen i skarvenes næring (figur 14). De andre artene forekom i så små mengder at vi ikke fant det hensiktsmessig å analysere disse videre.

I materialet fra september ble det funnet 175 otolitter, og 87.5 % av dette var torsk, 3.5 % ulker, 3 % uer og 6 % ble ikke bestemt. På grunnlag av 126 otolitter ble lengden på fisken bestemt. Sammenlignet med mars var fisken gjennomgående mindre og hovedtyngden av fisk lå mellom 8 og 11 cm, men

samtidig ser det ut til at variasjonen var større (**figur 12**).

Vi gjorde ingen beregninger av vekt for september fordi torskefiskene dominerte så totalt i materialet.

Dette er de første dataene på vinter og høst diett hos toppskarv i midt Norge. Med de forbehold som må tas rundt næringsstudier av fiskespisere basert på otolitter (Jobling & Breiby 1986, Barrett et al. 1990), mener vi at våre data gir et relativt godt bilde av hva skarvene spiser i Finnøy-området. Torskefisker er helt dominerende i næringsgrunnlaget for toppskarven ved Finnøy både vinter og høst. Ulker var også viktig i mars, mens tobis bare utgjorde en liten del av biomassen. Sei var vanlig i Finnøy-området. I september ble det observert store mengder småsei i området. Det er derfor grunn til å tro at mye av torskefisk otolittene som ble påvist var fra sei.

7.4 Konklusjon fra Finnøy

De fleste sjøfuglene som oppholder seg i Finnøy-området beiter i tareskogen, og i stor utstrekning i trålte områder. Ut fra det begrensede datagrunnlaget må konklusjonen bli at en viss sjøfuglbestand kan opprettholdes innenfor et område som Finnøy, samtidig som man tråler tare.

Fordelingen av ærfugl og havelle ved Finnøy stemmer godt overens med funn fra Troms (Bustnes & Lønne 1995, 1997), men det ser ut som om tareskogen er enda viktigere som næringsøksområde ved Finnøy enn i Kvalsundet. Områdene som ærfuglene beitet i var karakterisert ved middels tett tareskog. Også næringsvalget til ærfuglen indikerer at den hovedsakelig beiter på eller blant tareplanter eller annen algevegetasjon i tang og tarebeltet. Siden en del av ærfuglene oppholdt seg og beitet ved og i trålte områder, påvirkes de kanskje lite av aktiviteten i området.

Skarvene rundt Finnøy bruker tareskogen som næringsøksområde. Næringsvalget, med det relativt store innslaget av torskefisk og ulker gir klare indikasjoner om at tareskogen (blant eller over tareplantene) er det viktigste habitatet. De områdene som tråles brukes i stor grad av skarvene. I Finnøy-området bruker toppskarvene et annet habitat enn det som er beskrevet fra Skottland (Wanless et al. 1991),

der toppskarven hovedsakelig lever av tobis fanget over sand og grusbunn.

Finnøyområdet er mer typisk for de områder som tråles enn de beskyttede områdene på innsiden av Runde, der man mener å ha sett en direkte effekt av taretråling. Hovedproblemet med dataene fra Finnøy er likevel at vi ikke kan si om sjøfuglbestandene har forandret seg etter at trålingen begynte. Man kan ikke utelukke at det var mer fugl som brukte området tidligere. I følge A. O. Folkestad har tellinger i området rundt Finnøy på 1960 og 1970-tallet vist betydelige høyere antall fugl enn det vi observerte, særlig toppskarv.

8 Hovedkonklusjon

8.1 Hvorfor er sjøfugl sårbar?

Det marine miljø er variabelt, og de fleste sjøfuglartene har derfor utviklet livshistorier med høy levealder, sen kjønnsmodning og relativt lav årlig reproduktiv investering. Det betyr at potensialet for bestandsvekst er lite, og at bestandsstabilitet opprettholdes gjennom høy voksenoverlevelse. Hvis voksenoverlevelsen forandres vil det kunne ha dramatiske effekter på bestandene. Antallet sjøfugler langs Norskekysten har generelt gått ned de siste tiårene, noe som har flere årsaker, blant annet næringsmangel, oljeforurensning, drukning i fiskeredskaper og ødeleggelse av lokaliteter (Anker-Nilssen & Barrett 1991). Eventuelle effekter av taretråling vil komme i tillegg til dette.

8.2 Er taretråling skadelig for sjøfugl?

I de fleste tilfelle har sannsynligvis taretrålingen ingen eller små effekter for sjøfugl, siden det meste av tareskogen er lite egnet som beiteområder (se ovenfor). Problemet er at store deler av sjøfuglbestandene årlig samler seg innenfor begrensede områder (ved hekkekolonier, overvintringsområder og myteområder) der næringsforholdene og andre faktorer er gunstige. En fjerning av tareskogen i et område som brukes av sjøfugl er en betydelig habitatforandring, og kan sannsynligvis i mange tilfeller resultere i at området blir ubrukelig. Hva som skjer med de fuglene som må forlate et område er vanskeligere å si noe om, men mest alvorlig vil det være for kolonihekkende arter (skarv og teist) som har begrenset aksjonsradius. Beliggenheten til sjøfuglkolonier bestemmes både ut fra tilgangen på hekkel plasser og næringstilgang.

Verneområder bør opprettes langs kysten for å ta vare på landskaper, planter, fugler og dyr. En del urørt tareskog bør være en selvsagt del av en vernestrategi, men vern sjøfugl er ikke nødvendigvis et argument for å verne tareskog. Mange av fuglereservatene langs norskekysten er opprettet for å ta vare på arter som vadefugl (tjeld), måker og terner, som er fugler som ikke beiter i tareskogen. Det har sannsynligvis ingen

effekt på disse fuglene å forby taretråling ved slike områder.

Vi har i denne rapporten ikke skilt mellom stortare, som høstes, og andre tarearter når vi har diskutert sjøfuglenes forhold til tareskog. Grunnen er at vi ikke har informasjon som kan belyse eventuelle forskjeller. Det må likevel tas med i betraktningen at områder som domineres av andre tarearter kan være vel så viktige for sjøfugl som stortareskog.

8.3 Kunnskapsbehov

Man bør skaffe seg en bedre forståelse for hvordan sjøfugl utnytter tareskogen og hvordan taretråling eventuelt påvirker sjøfuglene, slik at framtidig forvaltning i større grad kan baseres på kunnskap. Vi ser derfor et behov for undersøkelser av både grunnleggende og anvendt karakter.

Vi kan dele forskningsbehovene i to. 1) En økning av den generelle kunnskapen om hvordan sjøfugler bruker av tareområder, med prioritering av følgende problemstillinger:

- 1.1) Aksjonsradius hos kolonihekkende arter som skarver og teist i tareskogsområder.
- 1.2) Bruk av næringsøksområder innenfor aksjonsradius i relasjon til forskjellige dykkdybder og habitattyper (GIS, radiotelemetri).
- 1.3) Hva spiser de forskjellige sjøfuglartene i tareskogsområder (type, mengde, størrelse)
- 1.4) Hvordan fordeler byttedyr seg i relasjon til dybde/habitattyper
- 1.5) Analysere forekomst av byttedyr (tetthet, mengde) i forhold til fuglenes næringsbehov for å finne ut om tråling kan medføre næringsbegrensning
- 1.6) Undersøke de forskjellige sjøfuglartenes beitestrategier i tareskog (hvor det beites, hva tas). Hvilken type tareskog (tetthet og tarearter) foretrekker de forskjellige sjøfuglene.
- 1.7) Atferd (tid ute, diettmengde) hos forskjellige arter i forhold til hvor de beiter.

Videre bør man fokusere på 2) rent anvendte problemstillinger rundt virkninger av taretråling på sjøfugler deres næringsgrunnlag, med følgende prioriterte problemstillinger:

2.1) Eksperimentell tråling der man ser på fordelingen av sjøfugl før og etter tråling sammenlignet med kontrollområder.

2.2) Effekter av taretråling på kjente byttedyr og på sjøfuglenes beitestrategier (GIS, radiotelemetri) før og etter tråling.

2.3) Finne ut om taretråling medfører en endring i diett etter tråling (type, mengde, størrelse).

2.4) Studere eventuelle atferdsendringer hos sjøfugl etter tråling, inkludert endring i aksjonsradius.

2.5) Utvikle matematiske- og GIS-modeller som kan generere målbare prediksjoner om virkningen av taretråling.

3) Områder nær skarv- og teist kolonier bør i minst mulig grad tråles. Utenlandske undersøkelser tyder på at skarvene trenger en radius på nærmere 20 km rundt kolonien for å skaffe mat til ungene, og at teist bør ha minst 2 km. Studier bør gjøres for hver koloni for å finne de viktigste beiteområdene, slik tilfellet er for Kya-Sula i Frøya kommune (Røv et al. 1990), og dermed kan man begrense de trålfrie sonene.

Før man starter taretråling bør det gjøres en konsekvensutredning i hvert tilfelle.

8.4 Forslag til «føre var» tiltak

Siden man vet så lite om virkningen av taretråling på sjøfugl, foreslår vi at man anvender et «føre var» prinsipp for de arter og områder der sannsynligheten for skadevirkninger er størst. Først bør man undersøke hva som finnes av sjøfugl i et område, og deretter unngå de viktigste lokalitetene basert på visse kriterier. Slike kriterier vil alltid være veiledende og nytten av dem må vurderes i de enkelte tilfellene.

Vi vil foreslå følgende:

1) Før man begynner taretråling i et område bør man undersøke, enten via litteratur eller ved å samle data, om området har viktige sjøfuglbestander. Dette gjelder særlig nye områder, men det kan også gjøres innenfor allerede eksisterende trålfelt.

2) Hvis områdene viser seg å ha lokaliteter med høy tetthet av sjøfugl, enten hekkende, overvintrende eller mytende, bør man unngå å tråle innenfor en viss avstand fra de stedene hvor fuglene oppholder seg. Dette kan særlig gjelde konsentrasjoner av arter som har høy grad av stedtrohet (havdykkender). En avgrensning av området må skje ut fra lokale forhold.

9 Sammendrag

Dette prosjektet ble satt igang på grunn av en økende bekymring for at taretråling utgjør en trussel mot lokale sjøfuglbestander. Rapporten gir en kort presentasjon av tareskogen som økosystem. Videre tar den for seg eksisterende kunnskap om sjøfuglers bruk av tareskog og mulige negative effekter av taretråling. Den inneholder også noe ny informasjon om sjøfuglers habitatbruk og diett i et område der det drives taretråling (Finnøy på Mørekysten).

Tareskogen er et økosystem med høy artsdiversitet og produksjon. Taretråling fragmenterer tareskogen og bunndyrsamfunnene forandres til en viss grad. Lite er kjent om virkningen på fisk, men studier fra andre deler av verden tyder på at fjerning av tare medfører en endring i fiskefaunaen, og reduserte fiskemengder.

Sjøfugl konsentrerer seg ofte i begrensede områder, og faktorer som dyp, bunnforhold og eksponering påvirker også utbredelsen. Tareskogen brukes som næringsområde av flere sjøfuglarter. Hos havdykkender som ærfugl og havelle skjer ofte mer enn 50 % av beitingen i tareskog, men det ser ut til at disse artene foretrekker tareskog med moderat tetthet av tare. For skarveartene og teisten har man ingen estimater for hvor mye av beitingen som skjer i tareskog, men i enkelte områder står dette habitatet for det meste av næringen. Det finnes lite sjøfugl i storparten av tareskogen langs norskekysten, og det meste av taretrålingen kommer derfor ikke i konflikt med sjøfuglbestander.

I hvilken grad taretråling har negativ effekt på sjøfugl er avhengig av hvordan næringsforholdene påvirkes. Hvis man antar at næringsmengden prosentvis reduseres like mye som den mengde tare som tæs opp, kan taretråling i enkelte tilfeller tenkes å ha betydelig negativ effekt, og tradisjonelle områder for sjøfugl kan bli ubrukelige. Det eksisterer ikke data som med sikkerhet kan bekrefte om dette skjer som direkte følge av taretråling, men det finnes indikasjoner på at sjøfugl påvirkes av denne aktiviteten. Dette er tydeligst ved Runde, der det i to områder er observert reduksjoner i antallet sjøfugl etter taretråling. Ved Smøla er utviklingen i bestander av ærfugl, gråstrupedykker, sjøorre og storskarv, negativ sammenlignet med områder der det ikke tråles etter tare (Vest-Agder og Trondheimsfjorden). Det er

derimot noe usikkert i hvilken grad dette har sammenheng med den taretrålingen som drives i området. Data samlet inn i Finnøy-området på Mørekysten viser at en viss bestand av toppskarv, ærfugl og andre arter kan finnes i taretrålingsområder, og at fugler i stor grad beiter i trålfeltene. Næringsvalget til disse artene i dette området tyder på at de for det meste beiter i tareskogen.

Ut fra den eksisterende kunnskap kan man derfor ikke trekke sikre konklusjoner om virkningen av taretråling på sjøfugl, men mye tyder på at slik aktivitet kan ha effekter lokalt.

Vi forslår her noen enkle kriterier for å unngå at sjøfugl kan bli skadelidende. For det første mener vi at man bør undersøke om det finnes sjøfuglkolonier eller betydelige overvintringsområder i områder der man planlegger tråling. Rundt skarvkolonier bør man ikke tråle nærmere enn 20 km. Ved større konsentrasjoner av hekkende teist bør man ikke tråle nærmere enn 2 km. På betydelige vinter- og myte lokaliteter for ærfugl og andre havdykkender, skarv og teist bør det heller ikke tråles. Før man åpner et område for taretråling bør en konsekvensutredning foretas.

Generelt bør kunnskapen om sjøfuglers avhengighet av tareskogen økes, og man bør gjennomføre kontrollerte eksperimenter for å finne ut hvordan taretråling virker på sjøfugl.

10 Summary

The background for this project is an increased concern in recent years about possible negative effects of kelp trawling on seabirds. The report presents basic kelp bed ecology, the ecology of shallow-water feeding seabirds along the coast, and possible negative effects from kelp trawling. It also contains new information about the habitat use of seabirds in an area with kelp trawling.

The kelp forest is an ecosystem with high species diversity and production. Kelp trawling fragments the kelp beds and benthic communities are changed. Little is known about the effects on fish, but studies from other areas suggest that kelp removal leads to a changed fish fauna and reduced amounts of fish.

Kelp beds are used as a feeding habitat by various seabirds. In sea ducks such as the common eider and the long-tailed duck, more than 50% of the feeding activity may be in kelp beds. In cormorants, shags and black guillemots there are no estimates of how much time they spend in kelp beds, but much of the fish eaten are caught in such areas. In some areas kelp beds seem to be the most important habitat. Seabirds are, however, also influenced by other factors when selecting habitats (depth, exposure), and most of the kelp trawling is carried out in areas with no or few seabirds. Negative effects seem to be local, since most seabirds are found in restricted areas.

The influence of kelp trawling on seabirds depends on how the feeding conditions are affected. If the amount (%) of prey is reduced as much as the amount of kelp, a traditional area might become useless for the birds, but no data exist which can verify directly that kelp trawling reduces prey availability for seabirds. There are however indications that kelp trawling does affect seabirds. In two areas close to Runde (coast of Møre og Romsdal), the number of seabirds dropped after trawling on three occasions. At Smøla, where kelp is also trawled, the number of common eider, red-throated grebe, velvet scoter and cormorant show a negative trend compared to an adjacent area (Trondheimsfjorden) where there has been no kelp trawling. However, the direct connection between changes in seabirds numbers and removal of kelp has not been established in this area. Data collected in Finnøy (Møre og Romsdal) within this project indicate

that certain seabird populations can be sustained in an area with kelp trawling, and that birds may feed in the trawl zones. The diet of common eider and shag in the area indicate that they mostly feed in kelp beds.

To ensure that seabirds are not affected, we suggest that surveys should be made of seabird colonies, winter and moulting sites in an area before trawling can be started. Near cormorant and shag colonies trawling should not be conducted closer than 20 km. At black guillemot colonies there should be no trawling within 2 km. Nor should important winter and moulting sites for sea ducks and other seabirds, be trawled.

Before trawling can start in a new area, an environmental impact assessment should be conducted.

More data concerning how seabirds depend on kelp beds should be collected, and an array of topics to be investigated is presented. Controlled experiments should be conducted to establish the effects of kelp trawling.

11 Referanser

- Abischer, N. J. & Wanless, S. 1992. Relationships between colony size, adult non-breeding and environmental conditions for Shags *Phalacrocorax aristotelis* on the Isle of May, Scotland. - *Bird Study* 39: 43-52.
- Anker-Nilssen, T. & Barrett, R. T. 1991. Status of seabirds in northern Norway. - *British Birds* 84: 329-340.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K. E. & Lorentsen, S.-H. 1996. An assesment of the Norwegian monitoring programme for breeding and wintering seabirds. - *J. Wildl. Biol.* 2: 17-26.
- Anon. 1990. Rapport frå høyring om tareskog og taretråling, Florø, 28 november 1989. - Rapport 2-1990, Fylkesmannen i Sogn og fjordane. 42s.
- Asbirk, S. 1979. The adaptive significance of the reproductive pattern in the Black Guillemot, *Cephus grylle*. - *Vidensk. Medd. Dan. naturhist. Foren.* 141: 29-80.
- Barrett, R. T. 1991. Shags (*Phalacrocorax aristotelis* L.) as potential samplers of juvenile saithe (*Pollachius virens* (L.) stocks in northern Norway. - *Sarsia* 76: 153-156.
- Barrett, R.T., Røv, N., Loen, J. & Montevecchi, W.A. 1990. Diets of shags *Phalacrocorax aristotelis* and cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. - *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 66: 205-218.
- Beauchamp, G., Guillemette, M. & Ydenberg, R. C. 1992. Prey selection while diving by Common Eiders, *Somateria mollissima*. - *Anim. Behav.* 44: 417-426.
- Belopol'skii, L. O. 1957. Ecology of sea colony birds of the Barents Sea. - Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem.
- Bergman, G. 1971. Gryllteisten *Cephus grylle* in einem Randgebiet: Nahrung, Brutresultat, Tagesrythmus und Ansiedlung. - *Commentat. Biol.* 42: 1-26.
- Bodkin, J. L. 1988. Effects of kelp forest removal on associated fish assemblages in central California. - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 117: 227-238.
- Brun, E. 1971. Predation of *Chlamys islandica* (O.F. Müller) by Eiders *Somateria* spp. - *Astarte* 4: 23-29.
- Bustnes, J. O. 1996. Factors influencing the prey choice of marine birds in multiple prey situations. - *Bull. Scan. Soc. Parasitology* 6: 1-15.
- Bustnes, J. O. & Erikstad, K. E. 1988. The diets of sympatric wintering populations of Common Eider *Somateria mollissima* and King Eider *S. spectabilis* in northern Norway. - *Ornis Fennica* 65: 163-168.
- Bustnes, J. O. & Lønne, O. J. 1995. Sea ducks as predators of sea urchins in a northern kelp forest. Pp. 599-608, In: Skjoldal, H. R., Hopkins, C., Erikstad, K. E. & Leinås, H. P. (eds.): *Ecology of Fjords and Coastal Waters*. Elsevier Science.
- Bustnes, J. O. & Lønne, O. J. 1997. Habitat partitioning among sympatric wintering common eiders *Somateria mollissima* and king eiders *S. spectabilis*. - *Ibis*. In press.
- Bustnes, J. O. & Bianki, V. 1997. The Long-tailed duck *Clangula hyemalis*. I Bakken, V., Anker-Nilssen, T., Golovkin, A. & Bianki, V. (eds.): *Status report for breeding seabirds in the Barents Sea*. I trykk.
- Bustnes, J. O. & Tertitsky, G. 1997. The common eider *Somateria mollissima*. I Bakken, V., Anker-Nilssen, T., Golovkin, A. & Bianki, V. (eds.): *Status report for breeding seabirds in the Barents Sea*. I trykk.
- Byrkjedal, I., Eldøy, S., Grundetjern, S. & Løyning, M. K. 1997. Feeding association between Red-necked Grebes *Podiceps grisegena* and Velvet Scoter *Melanitta fusca*. - *Ibis* 139: 45-50.
- Byrkjeland, S. 1994. Kvinand *Bucephala clangula*. S. 100-101. I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Båtvik, J. I. 1994. Sjørre *Melanitta fusca*. S. 98-99. I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Cairns, D. K. 1987a. Diet and foraging ecology of Black Guillemots in northeastern Hudson Bay. - *Can. J. Zool.* 65: 1257-1263.
- Cairns, D. K. 1987b. The ecology and energetics of chick provisioning by black guillemots. - *Condor* 89: 627-635.
- Carr, M. H. 1989. Effects of macroalgae assemblages on the recruitment of temperate zone reef fishes. - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 126: 59-76
- Chambers, M. R. & Milne, H. 1979. Seasonal variation in the condition of some intertidal invertebrates of the Ythan Estuary, Scotland. - *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 8: 411-419.

- Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. - NINA oppdragsmelding 368: 1-22.
- Christie, H., Rinde, E., Fredriksen, S. & Skadsheim, A. 1994. Økologiske konsekvenser av taretråling: Restituering av tareskog, epifytter og hapterfauna etter tråling ved Rogalandskysten. - NINA oppdragsmelding 295: 1-29.
- Cottam, C. 1939. Food habits of North American diving ducks. U.S. Dep. Agric. Tech. Bull. No. 643. Washington DC.
- Cramp, S. 1985. *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Vol IV. Oxford University Press.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1977. *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Vol I. Oxford: Oxford University Press.
- Ebeling, A. W. & Laur, D. R. 1985. The influence of plant cover on surfperch abundance at an offshore temperate reef. - *Env. Biol. Fishes*. 12: 169-179.
- Eldøy, S. 1996. Jærstrendene - et unikt kystavsnitt i Norge. - *Vår Fuglefauna* 19: 101-105.
- Folkestad, A. O. 1981. Toppskarven i Møre og Romsdal. - *Rallus* 11: 67-76.
- Folkestad, A. O. 1994. Teist *Cepphus grylle*. S. 256-257. I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Fosså, J. H. 1989. A drop-net method for sampling *Gobiusculus flavescens* (Fabricius) and other fishes on hard and mixed bottoms with algal cover. - *Sarsia* 74: 107-113.
- Fosså, J. H. 1995. Forvaltning av stortare. Prioriterte forskningsoppgaver. - Rapport fra Havforskningsinstituttet i Bergen. 102s.
- Fosså, J. H. & Sjøtun, K. 1993. Tareskogsøkologi - Fisk og taretråling. - *Fiskets Gang* 2:16-26.
- Frantzen, B. 1994a. Siland *Mergus serrator*. S. 104-105. I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Frantzen, B. 1994b. Laksand *Mergus merganser*. S. 106-107. I: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Furness, R. W. & Birkhead, T. R. 1984. Seabird distributions suggest competition for food supplies during the breeding season. - *Nature* 311: 655-656.
- Goudie, R. I. & Ankney, C. D. 1986. Body size, activity budgets, and diets of sea ducks wintering in Newfoundland. - *Ecology* 67: 1475-1482.
- Goudie, R. I. & Ankney, C. D. 1988. Patterns of habitat use by sea ducks wintering in southeastern Newfoundland. - *Ornis Scand.* 19: 249-256.
- Grémillet, D., Argentin, G., Schulte, B. & Culik, B. M. I trykk. Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: Benthic or pelagic feeding? - *Ibis*.
- Guillemette, M. 1994. Digestive-rate constraint in wintering common eiders (*Somateria mollissima*): implications for flying capabilities. - *Auk* 111:900-909.
- Guillemette, M., Ydenberg, R. C. & Himmelman, J. H. 1992. The role of energy intake in prey and habitat selection of common eiders *Somateria mollissima* in winter: a risk-sensitive interpretation. - *J. Anim. Ecol.* 61: 599-610.
- Guillemette, M., Himmelman, J. H., Barette, C. & Reed, A. 1993. Habitat selection by common eiders in winter and its relation with flock size. - *Can J. Zool.* 71: 1259-1266.
- Hagen, N. T. 1983. Detsructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, Northern Norway. - *Sarsia* 68: 177-190.
- Halvorsen, O., Sivertsen, K., Rueness, J., Gray, J. S., Lein, T. E. & Gilje, M. 1987. Desimering av tareskogen. Omfang, årsaksforhold og virkninger. - Rapport fra ekspertgruppe nedsatt av Miljøverndep. og Firkeridep. 34s.
- Härkönen, T. 1986. *Guide to the otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic*. Danbui ApS, Hellerup.
- Harris, M.P. & Wanless, S. 1991. The importance of the lesser sandeel *Ammodytes marinus* in the diet of Shag *Phalacrocorax carbo*. - *Ornis Scand.* 22: 375-382.
- Harrold, C. & Pearse, J. S. 1987. The ecological role of echinoderms in kelp forest.- *Echinoderm Studies* 2: 137-233.
- Hunt, G. L. 1992 Occurrence of polar seabirds at sea in relation to prey concentrations and oceanographic factors. - *Polar Res.* 10: 553-559.
- Hunt, G. L. & Schneider, D. C. 1987. Scale - dependent processes in the physical and biological

- environment of marine birds. - Pp. 7-41. In: Croxall, J. P. (ed.) *Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Høisæter, T & Fosså, J. H. 1993. Tareskogens betydning for kystnære fiskebestander. - IMF Rapport nr. 8, 1993. Universitetet i Bergen, Bergen. 53s.
- Høisæter, T., Lein T. E. & Fosså, J. H. 1992. Tareskogen som habitat og oppvekstområde for fisk i relasjon til eventuelle skadevirkninger fra taretråling. Et forprosjekt. - IMF Rapport nr 3, 1992. Univ. Bergen.
- Ims, R. A. 1991. Hva er landskapsøkologi: problemer og metoder. - *Fauna* 43: 151-171.
- Jobling, M. & Breiby, A. 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. - *Sarsia* 71: 265-274.
- Johansen, O. 1975. Forholdet mellom hekke- og overvintringsvanene hos toppskarv i Norge som vist ved ringmerkingsgjenfunn. - *Sterna* 14: 1-21.
- Johnson, C. R. & Mann, K. H. 1988. Diversity, patterns of adaptation, and stability of Nova Scotian kelp beds. - *Ecol. Monogr.* 58: 129-154.
- Jönsson, P. E. 1990. Tobisgrisslan i Kattegatt - en stationær havsfågel i et krisdrabbat hav. - *Fauna och Flora* 85: 140-152.
- Leeuw, J. J. de. 1997. Diving costs as a component of daily energy budgets of aquatic birds and mammals: generalizing the inclusion of dive-recovery costs demonstrated in tufted ducks. - *Can. J. Zool.* 74: 2131-2142.
- Lorentsen, S.-H. 1996. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1996. - NINA Oppdragsmelding 450: 1-62.
- Madsen, J. F. 1954. On the food habits of the diving ducks in Denmark. - *Dan. Rev. Game Biol.*, 2: 157-266.
- Moksnes, A. & Thingstad, P. G. 1980. Ærfugltrekket *Somateria mollissima* østover fra Trondheimsfjorden. - *Vår fuglefauna* 3: 84-96.
- Moore, P.G. 1973. The larger crustacea associated with holdfast of kelp (*Laminaria hyperborea*) in North-east Britain. - *Cahiers de Biologie Marine* XIV: 493-518.
- Muus, B. J. & Dahlstrøm, P. 1974. *Våre saltvannsfisker*. - Ernst G. Mortensens Forlag, Oslo.
- Myrberget, S. 1973. Ringmerking av teiste langs den Skandinaviske vestkyst. - *Sterna* 12: 33-40.
- Needle, C., Bacon, P. J., Wanless, S. & Harris, M. P. 1994. Seabed sediments, sandeels and seabirds. - ITE, Kincardineshire.
- Nehls G. 1995. Strategien der ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima*) (L. 1958). - Ph.D. thesis, University of Kiel.
- Nilsson, L. 1972. Habitat selection, food choice, and feeding habits of diving ducks in coastal waters of south Sweden during the non-breeding season. - *Ornis Scand.* 3: 55-78.
- Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plant and animal populations in theory and practice. - In: L. Hansson (ed.): *Ecological Principles of Nature Conservation*. Elsevier Applied Science..
- Nygård, T. 1994. Det nasjonal overvåkingsprogrammet for overvintrende vannfugl i Norge 1980-93. - NINA Oppdragsmelding 313: 1-83.
- Nygård, T., Larsen, B. H., Follestad, A. & Strann, K. - B. 1988. Numbers and distribution of wintering waterfowl in Norway. - *Wildfowl* 39:164-176.
- Okill, J. D., Fowler, J. A., Ellis, P. M. & Petrie, G. W. 1991. The diet of Cormorant *Phalacrocorax carbo* chicks in Shetland in 1989. - *Seabird* 14: 21-26.
- Petersen, A. 1981. Breeding biology and feeding ecology of Black Guillemots. - Ph.D. thesis, Oxford University.
- Rinde, E., Christie, H., Fredriksen, S. & Sivertsen, A. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: betydning av tareskogens struktur for forekomst av hapterfauna, bunnfauna og epifytter.- NINA oppdragsmelding 127: 1-37.
- Robbins, B. D. & Bell, S. S. 1994. Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment. - *Trends Ecol. Evol.* 9: 301-304.
- Røv, N. 1994a. Storskarv *Phalacrocorax carbo*. S. 48-49, I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Røv, N. 1994b. Toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*. S. 50-51, I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Røv, N. 1994c. Breeding distribution, population status and regulation of breeding numbers in the northeast-Atlantic Great Cormorant

- Phalacrocorax carbo carbo*. - Dr. Scient thesis, Universitetet i Trondheim.
- Røv, N., Christie, H., Fredriksen, S., Leinaas, H. P., & Lorentsen, S.-H. 1990. Biologiske forundersøkelser i forbindelse med planer om taretråling i Sør-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 52: 1-20.
- Scheider, D. 1997. Habitat selection by marine birds in relation to water depth. - *Ibis* 139: 175-178.
- Seed, R. 1979. Variation in the shell-flesh relationships of *Mytilus*: the value of sea mussels as items of prey. - *Veliger*, 1979; 22: 219-21.
- Sivertsen, A., Indergaard, M., Jensen, A. & Jørgensen, L. 1990. Høsting og betydning av stortare (*Laminaria hyperborea*) langs kysten av Sør-Trøndelag. - SINTEF Rapport nr. STF21 A90077. 30 s.
- Sivertsen, K. 1991a. Redusert tareskog på kysten av Troms. - Rapport. Norges Fiskerihøgskole, Tromsø. 34s.
- Sivertsen, K. 1991b. Høsting av stortare og gjenvækst av tare etter taretråling ved Smøla, Møre og Romsdal. - *Fisken og havet* no.1- 1991. 44s.
- Sivertsen, K. & Hopkins, C. 1995. Demography of the echinoid *Strongylocentrotus droebachiensis* related to biotope in northern Norway. Pp. 549-571: In H.R. Skjoldal, C. Hopkins, K.E.Erikstad & H.P. Leinås (eds.) . *Ecology of Fjords and Coastal Waters*. Elsevier Science.
- Sjøtun, K., Fredriksen, S. & Rueness J. 1995. Seasonal growth and content of carbon and nitrogen in canopy and first year plants of *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaephycea). - *Phycologia*
- Skadsheim, A., Rinde, E. & Christie, H. 1993. Forekomst of endringer i kråkebolletthet, kråkebolleparasitt og gjenvækst av tareskog langs norskekysten fra Trøndelag til Troms. - NINA oppdragsmelding 258: 1-19.
- Slater, P. J. B. & Slater, E. P. 1972. Behaviour of the tystie during feeding of the young. - *Bird Study* 19: 105.113.
- Steele, D. H. & Steele, V. J. 1972. Biology of *Gamarellus angulosus* (Crustacea, Amphipoda) in the northwest Atlantic. - *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29: 1337-1340.
- Steele, D. H. & Steele, V. J. 1972. Some aspects of the biology of *Calliopius laeviusculus* (Kroyer) (Crustacea, Amphipoda) in the northwest Atlantic. - *Can. J. Zool.* 51: 723-728.
- Stott, R. S. & Olson, D. P. 1973. Food-habitat relationships of seaducks on the New Hampshire coastline. - *Ecology* 54: 996-1007.
- Systad, G. H. 1996. Effects of reduced day length on the activity pattern of wintering sea ducks. - *Cand. Scient. Oppgave*. Universitetet i Tromsø.
- Thingstad, P. G. 1994. Ærfugl *Somateria mollissima*. S. 92-93 I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Wanless, S. & Harris, M.P. 1993. Use of mutually exclusive foraging areas by adjacent colonies of Blue-eyed Shag (*Phalacrocorax atriceps*) at South Georgia. - *Colonial Waterbirds* 16: 176-182.
- Wanless, S., Burger, A.E. & Harris, M.P. 1991a. Diving depths of Shags *Phalacrocorax carbo* breeding on the Isle of May. - *Ibis* 133: 37-42.
- Wanless, S., Harris, M.P. & Morris, J.A. 1991b. Foraging range and feeding locations of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during chick rearing. - *Ibis* 133: 30-36.
- Woll, A. 1993. Konsekvenser av taretråling i Møre og Romsdal. - Rapport nr. Å 9302, Møreforskning, Ålesund. 59 s.
- Ydenberg, R. C & Clark, C. W. 1989. Aerobiosis and anaerobiosis during diving by western grebes: an optimal foraging approach. - *J. Theor. Biol.* 139: 437-449.
- Ydenberg, R. C & Guillemette, M. 1991. Diving and foraging in the common eider. - *Ornis Scand.* 22: 349-352.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0797-4

472

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**