

032

FAGRAPPORT

Hekkebiologiske langtidsstudier
av lunder på Røst
En oppdatering med resultater
fra 1995-97

Tycho Anker-Nilssen
Henrik Brøseth



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst

En oppdatering med resultater
fra 1995-97

Tycho Anker-Nilssen
Henrik Brøseth

 STATOIL



NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA 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 befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc. Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, 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.

Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.

Trondheim, mars 1998

ISSN 0802-469X
ISBN 82-426-0924-1

Forvaltningsområde:
Kystøkologi
Coastal Ecology

Copyright ©:
NINA•NIKU
Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres med kildeangivelse, men resultatene må ikke publiseres på annen måte uten etter skriftlig avtale med førsteforfatter.

Teknisk redigering og layout:
Tycho Anker-Nilssen

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice as

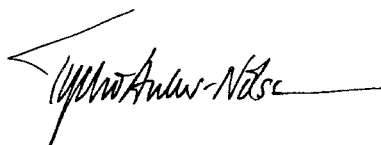
Opplag: 300

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00
Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12696 – Lundens populasjonsøkologi på Røst

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgivere:

Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim
Den norske stats oljeselskap a.s (Statoil), Harstad
Norsk Hydro ASA, Vækerø
Amoco Norway Oil Company a.s, Stavanger

Referat

Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.

Denne rapporten er en oppdatering av NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995) og belyser en lang rekke forhold knyttet til lundenes hekkebiologi på Røst og deres rolle som predatorer på sild. Den diskuterer artens betydning som indikator for det marine miljø, og understreker verdien av lange tidsserier for forvaltning og forskning knyttet til norske sjøfugler.

Med omkring 630 000 hekkende par lunder *Fratercula arctica* i 1997 er Røstøygruppen den største sjøfuglkolonien på Norskekysten. Da overvåkingen startet i 1979 var bestanden mer enn dobbelt så stor. Den kraftigste tilbakegangen inntraff på 1980-tallet som en konsekvens av sviktende ungeproduksjon. Periodevis høy dødelighet blant voksne individer har trolig også bidratt til nedgangen i bestanden. Problemene begynte da stammen av norsk vårgytende sild *Clupea harengus* brøt sammen på slutten av 1960-tallet etter et betydelig overfiske. Siden de hekkebiologiske undersøkelsene startet i 1964 har lundeungenes vekst og overlevelse på Røst i vesentlig grad vært bestemt av tilgangen på årsyngel (0-gruppe) av sild. Enkelte ganger har havsil *Ammodytes marinus* av bedre kvalitet hatt betydning for utfallet. Torskefisker (Gadidae) har aldri sikret en god hekkesuksess, og de har utgjort en mindre andel av ungenes diett etter at sildebstanden tok seg opp i 1988. I de 19 årene gytestammen av sild var ekstremt liten (1969-87) var lundenes hekking vellykket (dvs. at de fleste ungene overlevde reirtiden) i kun tre sesonger.

Resultatene indikerer at bestanden i stor grad er selvregulert, dvs. at bestandsutviklingen primært reflekterer Røstlundenes egen reproduksjon og overlevelse. Dødeligheten blant hekkende fugler i 1994-96 (13.1 % pr. år) var tre ganger så høy som i 1990-94 (4.4 % pr. år) og var på høyde med den årlige bestandsreduksjonen i 1983-87 da bestanden gikk mest tilbake.

Parallelt med de siste års svake årsklasser av 0-gruppe sild har Røstlundenes reproduktive problemer fortsatt med full styrke. Perioden 1995-97 var karakterisert av liten hekkevillighet, forsinket egglegging, dårlig eller manglende klekkesuksess og høy ungedødelighet. Ved utgangen av 1997 var det fem år siden bestanden hadde en god hekkesesong. Selv om fuglene ser ut til å regulere sin hekkeinnsats på en optimal måte i forhold til miljøet, er en meget betydelig reduksjon i bestanden uunngåelig i neste femårsperiode.

Emneord: Sjøfugl – hekkebiologi – lunde – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Henrik Brøseth, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Long-term studies of the breeding biology of Puffins at Røst. An update with results from 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.

This report is an update of NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995) and deals with many aspects of the breeding biology and population parameters of Røst Puffins and their role as predators on young herring. It discusses the significance of the species as an indicator of the marine environment, and stresses the importance of long time series in management and research related to Norwegian seabirds.

With approximately 630 000 breeding pairs of Puffins *Fratercula arctica* in 1997, the Røst archipelago is the largest seabird colony on the Norwegian coast. When monitoring began in 1979, the population was more than twice this size. The greatest decrease in numbers occurred during the 1980s, as a consequence of failing chick production. Periods of poor survival among adult birds have probably also contributed to the population decline. The problems began when the stock of Norwegian spring-spawning herring *Clupea harengus* collapsed in the late 1960s after extensive overfishing. Since breeding biology studies started in 1964, the growth and survival of Puffin chicks at Røst have to a great extent been determined by the supply of first-year (0-group) herring. Occasionally, the better quality sandeel *Ammodytes marinus* has been important. Gadoids (Gadidae) have never secured successful breeding, and they have constituted a lower proportion of the chick diet after the herring stock recovered in 1988. During the 19 years when the spawning stock of herring was at a very low level (1969-87), Puffin breeding was successful (i.e. most chicks survived to fledging) in only three seasons.

The results indicate that the population is mainly self-regulated, i.e. its numeric trend primarily reflects the Røst Puffin's own reproduction and survival. The annual mortality of breeding birds in 1994-96 (13.1 %) was three times higher than in 1990-94 (4.4 %) and equivalent to the rate of population decrease in 1983-87 when the largest drop in breeding numbers was registered.

Parallel to the weak year-classes of 0-group herring over the last few years, the reproductive problems of the Røst puffins have continued at full strength. The period 1995-97 was characterised by low willingness to breed, delayed egg-laying, poor or totally failing hatching success and high chick mortality. By the end of 1997, it was five years since the last successful breeding season. Even if the adults seem able to optimise their reproductive investment according to the environmental conditions, a very significant population decline is unavoidable during the next five-year period.

Keywords: seabirds – breeding biology – puffin – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Henrik Brøseth, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

Forord

Denne rapporten er en statusrapport for prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst* ved utløpet av sesongen 1997. Rapporten er i det alt vesentlige en oppdatering av NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Den fokuserer derfor først og fremst på resultater fra sesongene 1995-97. Prosjektets bakgrunn og formål er uendret. Innledningen, materiale og metoder og den overordnede diskusjonen er derfor på mange punkter sammenfallende med (og på mange punkter ordrett den samme som) det som står i fagrapporten (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Prosjektets hovedmål er av langsiktig karakter, og en stor del av arbeidet går ut på å videreføre de løpende hekkebiologiske studier av lundebestanden på Røst som ble innledet av Svein Myrberget i 1964. Av hensyn til dette presenteres datagrunnlag og resultater helt tilbake til 1970-årene, med hovedvekt på de viktigste løpende dataserier.

Alle data innsamlet i prosjektet siden 1979 er organisert i prosjektets EDB-baser. Før dette var undersøkelsene mindre planmessige, men deler av materialet fra 1960-tallet (kondisjonsdata for unger på vei til sjøen) er lagt inn i basen for tilsvarende data fra senere år.

De faglige, organisatoriske og økonomiske rammer for virksomheten har variert betydelig, men Direktoratet for naturforvaltning (DN, tidligere DVF) har hele tiden vært en sentral bidragsyter og premissleverandør. Ulike personer tilknyttet Zoologisk museum ved Universitetet i Oslo, i første rekke Gunnar Lid, ledet undersøkelsene i perioden 1970-86, senere har arbeidet vært underlagt DN/Viltforskningen (1987-88) og NINA (fra 1988). De siste ti årene er undersøkelsene gjennomført som et eget forskningsprosjekt i et økonomisk og faglig samarbeid med DN. Prosjektet var tilknyttet NINAs instituttprogram for kystøkologi (1990-95) og faglig koordinert med NFR-programmet *Mare Nor* (1990-94). DN og NINA har videreført sitt samarbeid om lundeprojektet på Røst i 1996-97, men bare takket være uvurderlig støtte i disse årene fra Statoil, Norsk Hydro og (i 1997) Amoco Norway Oil Company var det mulig å sikre prosjektet tilstrekkelige økonomisk rammer. Operatørselskapenes interesse i dette arbeidet er motivert i behovet for miljødata knyttet til deres respektive prøveboringslisenser på sokkelen utenfor Røst.

I perioden 1995-97 har 24 personer på en eller annen måte bidratt aktivt i feltarbeidet for sjøfuglundersøkelsene på Røst. Disse var:

Oddvar Amundsen, Per G. Anker-Nilssen, Tycho Anker-Nilssen, Erik Aspegren, Bjørn Axelsen, Steve J. Baines, Kjetil Bevanger, David Braithwaite, Henrik Brøseth, Petter Fossum, Karsten Hansen, Terje Haugland, Mads

Henriksen, Marit Langrekken, Petter Lid, Hilde Moslet, Ingunn Moslet, Vibeke Resch-Knudsen, Ole Wiggo Røstad, John B. Stenersen, Per Inge Værnesbranden, Hilde Stol Øyan, Tomas Aarvak og Arne Aasgaard.

En stor takk rettes til alle som deltok, spesielt til de som helt eller delvis gjorde dette uten godtgjørelse. En ekstra takk går også til mannskapet på F/F *Michael Sars* på tokt i åpent hav utenfor Røst i april og juli 1996 og til mannskapet på F/F *Johan Hjort* på tilsvarende tokt i juli 1997. I løpet av årene 1995-97 har, i tillegg til forfatterne, bare Per Anker-Nilssen, Mads Henriksen, Per Inge Værnesbranden, Hilde Stol Øyan og Tomas Aarvak vært formelt tilknyttet prosjektet under feltarbeidet.

Analyse og publisering av resultater fra flere andre, parallelle prosjekter har hele tiden vært en integrert del av lundeprojektet på Røst, og inngår også i denne rapporten. Dette omfatter bl.a. bestandsovervåkingen av lundene på Røst der Ole Wiggo Røstad hele tiden vært den sentrale medspiller. Han fortjener ekstra stor takk for trivelig og faglig fruktbart samarbeid gjennom 17 år. Min bror Per fortjener også en helt spesiell honnør for sin uoppslittelige innsats på Røst gjennom like lang tid. I rapportperioden (1995-97) har Hilde Stol Øyan lagt inn de fleste nye data i prosjektets databaser, mens medforfatter Henrik Brøseth har stått for en betydelig del av databearbeidelsen. Tomas Aarvak ga verdifulle kommentarer til manuskriptet. Rob Barrett, Kjell Einar Erikstad, Per Fauchald, Geir Wing Gabrielsen og Svein-Håkon Lorentsen takkes for verdifullt faglig samarbeid i samme periode.

Kontakt og samarbeid med Røst kommune og befolkningen på Røst har, som alltid, vært meget positivt og viktig for prosjektet. I denne forbindelse er vi ekstra takk skyldig Kari, Roald og Finn Olav Olsen, Steve J. Baines, Arnfinn Ellingsen m/familie, Roald og Inger Karlsen, Karl Lorentz Mørch, Ronald Pedersen, familien Ekrem og ansatte på Lille-Glea, familien Pedersen og ansatte på Glea og familien Greger.

Alle som har vært på Røst i lengre tid eller lest Helge Wolds treffende skildringer (Wold 1991), vet at dette øyriket på mange måter er et flerkulturelt samfunn. Et av bidragene er den sveitsiske professoren Beat Tschanz som studerte sjøfugler på Røst i en mannsalder. I forskningens tegn har Tschanz nå vederlagsfritt overdratt sin hytte på Vedøy til NINA. Vi er ham stor takk skyldig og innser vårt klare ansvar både for å følge opp hans vitenskapelige tradisjoner på Røst og ta godt vare på bygningen. En spesiell honnør til kommunens tekniske etat som velvilligst besørget ny forankring av hytta høsten 1997.

Blant de tilreisende har Oddvar Amundsen vært vår spesielt gode hjelper i alle år. Han er en enestående ressurs som vi

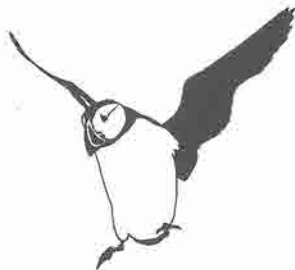
har utnyttet på det groveste for å gi stasjonen en viss ansiktsløftning de siste årene. I denne forbindelse går en stor takk til Tore Ligaard, Stjørdal som bidro med fire flunkende nye hyttevinduer. Jeg håper alle Røstværinger kan tilgi at hytta på Hernyken har endret farge fra *lundebrun* til *Værøy-grå*.

DN, Statoil, Norsk Hydro og Amoco Norway Oil Company takkes spesielt som de viktigste økonomiske støttespillere i rapportperioden (1995-97). Enkelte andre institusjoner har bidratt økonomisk til parallelle prosjekter som også berøres i denne rapporten. Takk i denne forbindelse går til Fylkesmennenes miljøvernadelinger i Nordland, Troms og Finnmark for bidrag til demografistudiene og til Norges teknisk-naturvitenskapelige universitetet (NTNU) i Trondheim for bidrag til John Øyvind Albertsens og Mads Henriksens hovedfagsundersøkelser (Albertsen 1995, Henriksen 1998). Havforskningsinstituttet (HI) i Bergen takkes for velvillig toktassistanse og en rekke faglige bidrag. En ekstra takk går til Kystverket i Kabelvåg som hvert år har gitt oss tilgang til fasiliteter ved fyrstasjonen på Skomvær. Rob Barrett korrigerer de engelske tekstene i rapporten.

De langvarige lundeundersøkelsene på Røst fremskaffer et materiale av stor vitenskapelig verdi, og hovedtrekkene i problematikken lunde/sild på norskekysten har vakt betydelig internasjonal oppmerksomhet. Siden det nettopp er de ubrutte seriene som gir den faglige gevinsten, er utbyttet stadig økende. En videreføring av feltarbeidet har derfor hele tiden hatt høyest prioritet. Det er mitt håp at denne rapporten illustrerer noe av det potensialet data-seriene har og at den bidrar til økt forståelse for hvor viktig det er å fortsette disse undersøkelsene uten avbrudd. Takket være den ekstraordinære økonomiske støtten vi mottok fra operatørselskapene i 1996-97, har vi også kunnet ta flere viktige skritt fremover med hensyn til en faglig mer dyptgripende analyse og internasjonal publisering av resultatene (jf. bl.a. Anker-Nilssen et al. 1997 og Anker-Nilssen et al. i manus.).

Trondheim, mars 1998

Tycho Anker-Nilssen



Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
 1 Innledning	 6
2 Metoder og materiale	8
2.1 Langtidsserier	8
2.2 Andre undersøkelser i 1995-97	8
2.3 Statistiske metoder	10
3 Resultater	10
3.1 Bestandsstørrelse	10
3.2 Bestandsutvikling	11
3.3 Næringsstudier	12
3.4 Reproduksjon	16
3.4.1 Eggstørrelse	16
3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess	17
3.4.3 Ungevekst	18
3.4.4 Hekkesuksess	21
3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating	23
3.5 Overlevelse	25
3.5.1 Ungfuglenes overlevelse	25
3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse	25
3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse i kolonien	26
3.7 Kjønnbestemmelse av voksne fugler	29
4 Diskusjon	30
4.1 Næringsøkologi og reproduksjon	31
4.1.1 Investeringsvillighet	31
4.1.2 Bare sild eller noe til?	31
4.1.3 Byttedyrenes temporære tilgjengelighet	32
4.1.4 Lundenes totale konsum av fisk	33
4.2 Populasjonsdynamikk	33
4.2.1 Alder ved første hekking	33
4.2.2 Selvregulert bestand	34
4.2.3 Reproduksjon kontra overlevelse	34
4.2.4 Fremtidig bestandsutvikling	35
4.3 Forvaltningsperspektiver	35
4.3.1 Lundens egenverdi	35
4.3.2 Lunden som miljøindikator	35
4.3.3 Modeller og empiri	36
4.4 Konklusjon	37
5 Referanser	38
6 Ornitologisk bibliografi for Røst	40
7 Errata NINA Fagrapport 15	46

1 Innledning

Denne innledning er, med enkelte justeringer og tillegg, hentet fra Anker-Nilssen & Øyan (1995).

Som en helt sentral livsbetingelse vil tilgang på næring alltid være en hovedfaktor når en ønsker å forklare dyrepopulasjoners utvikling over tid. Fiskespisende sjøfugler er naturligvis intet unntak i så måte. Tvert imot, innenfor denne gruppen er det flere eksempler som illustrerer hvilke dramatiske effekter sviktende næringstilgang kan ha, spesielt når den rammer voksne fugler. Det er nok å nevne loddebestandens *Mallotus villosus* sammenbrudd i Barentshavet midt på 1980-tallet, som halverte den allerede sterkt reduserte hekkebestanden av lomvi *Uria aalge* i Nord-Norge og på Bjørnøya (Vader et al. 1990, Anker-Nilssen & Barrett 1991). Den eneste grunnen til at vi med rimelig sikkerhet kunne identifisere årsaken til denne tilbakegangen, var at episoden var kortvarig og hadde så dramatiske konsekvenser.

Konsekvens kan uttrykkes som et produkt av skadens rate og varighet, der raten er skadeomfang pr. tidsenhet. I lomvi-eksempelet var altså varigheten kort mens skaderaten var ekstremt høy. Hva så når det er omvendt, når skaderaten er betydelig mindre (men like fullt reell) men problemets varighet er ekstremt lang? I mange tilfeller kan konsekvensen av slike mer kroniske problemer over tid være like alvorlige for bestanden, selv om de er lite iøynefallende innenfor et kort tidsvindu. Dette gjelder spesielt for arter der individene kompenserer en lav reproduksjonsrate med å leve lenge. Denne type livshistorie er karakteristisk for de mest typiske fiskespisende sjøfuglene. Den er spesielt gunstig i et miljø der næringsforholdene regionalt er så skiftende at det ikke kan utelukkes at hekkingen mislykkes for samtlige individer i enkelte år. I slike populasjoner vil det imidlertid være vanskelig (og sjelden særlig interessant) å spore effektene av at en enkelt hekkesesong mislykkes.

Den samlede effekten av langvarig redusert hekkesuksess vil like fullt kunne være avgjørende for bestanden og kan bare avdekkes gjennom langsiktige studier. Det ligger i sakens natur at dette krever mange ganger større innsats enn å avdekke kortvarige kriser med høy voksendødelighet. Derfor er dessverre få langtidsstudier gjennomført, til tross for at ingen kan fastslå hvilken av disse to hovedfaktorene, voksenfuglenes reproduksjon eller overlevelse, som har størst betydning for sjøfuglbestandene under ulike miljøbetingelser. En fundamentalt viktig nøkkel til svaret ligger i de lange tidsseriene og mulighetene til å koble reelle data-serier for sjøfuglers næringstilgang, reproduksjon, overlevelse og bestandsutvikling.

Resultater fra undersøkelsene av lunde *Fratercula arctica* på Røst er presentert i en lang rekke skriftlige arbeider. Dette fremgår bl.a. av den oppdaterte avifaunistiske bibliografien for Røst siden 1960 som er gjengitt til slutt i denne rapporten. Selv om mange av arbeidene skisserer bestandens status og økologiske historie gjennom de siste tiårene, er det bare et fåtall som på en etterrettelig måte dokumenterer data for lengre tidsperioder. Denne rapporten gir en mer utførlig presentasjon av datagrunnlag og resultater fra perioden 1979-97, med hovedvekt på de viktigste løpende dataserier og de tre siste årene i perioden.

Langs kysten av det norske fastlandet hekker ca 3.5 millioner par sjøfugler med en samlet biomasse på omkring 4000 tonn (Anker-Nilssen et al. 1994b). Nær halve biomassen og to tredeler av individene er lunder. Blant de pelagisk dykkende sjøfuglene i dette området utgjør lundene hele 90% av biomassen. Med sine omlag 600 000 par lunder har Røst omkring 10 % av verdensbestanden av arten og er landets desidert største sjøfuglkoloni (Anker-Nilssen 1994, Anker-Nilssen et al. 1994b). Langvarig innsats er en viktig nøkkel for å belyse sjøfuglenes rolle i marine økosystemer. Lundene på Røst har vært gjenstand for årlige undersøkelser siden midten av 1960-årene, og er dermed en av de lengst studerte sjøfuglbestander i verden.

I vår tid er det ikke bare Lofotfisket som har satt Røst på verdenskartet. Røst-lundenes langvarige hekkesvikt er også viden kjent. Problemene startet da stammen av norsk vårgytende sild *Clupea harengus* brøt sammen på slutten av 1960-tallet, og en sammenheng mellom de to fenomenene kom etterhvert i søkelyset. Siden sildefiskets gullalder midt i dette århundret har denne silden i all hovedsak gytt utenfor de nordlige deler av Vestlandet på senvinteren. Etter klekkingen driver årets produksjon av sildeyngel (0-gruppe sild) med kyststrømmen nordover mot de viktigste oppvekstområdene i Barentshavet. Da gytestammen var på sitt høyeste i 1950-årene utgjorde den omlag 10 millioner tonn voksen sild. Med tilfredsstillende gyte- og oppvekstvilkår var det derfor en enorm biomasse av sildeyngel langs kysten av Norskehavet om sommeren. Lunden er en typisk toppredator som i hekkesesongen nesten utelukkende mater ungen med stimende 5-10 (3-15) cm lange pelagiske småfisk som sild, lodde og sil *Ammodytes* spp. (f.eks. Bradstreet & Brown 1985). Det var derfor ikke uventet at Myrberget (1962) påviste at sildeyngel var et viktig byttedyr for lundeungene på Lovunden midt på 1950-tallet. Lovunden ligger 120 km sør for Røst.

Røst er på mange måter kjerneområdet for den norske lundebestanden, både i geografisk forstand og i kraft av sitt høye antall hekkende fugler, og det er også her en har registrert de mest omfattende reproduktive problemene (Lid 1981, Barrett et al. 1987, Anker-Nilssen 1992, Anker-

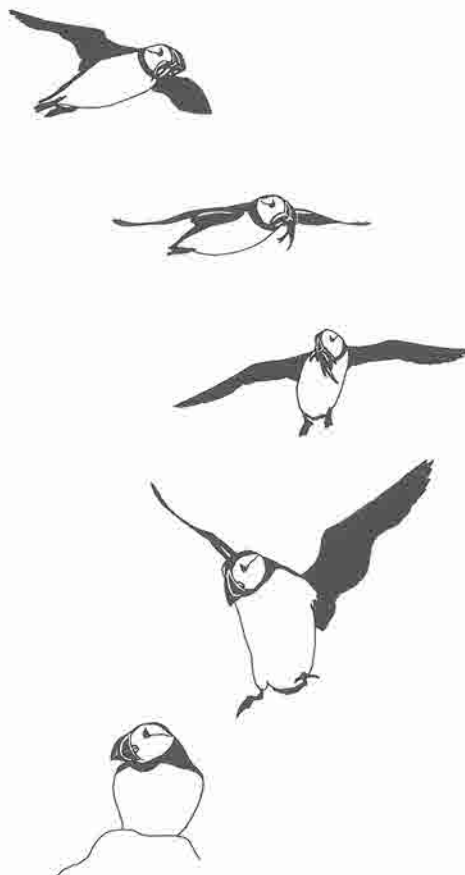
Nilssen et al. 1997). Prosjektets hovedmål er å forklare hvilke faktorer som styrer reproduksjon og populasjonsdynamikk i denne lundebestanden, og hvordan disse prosessene endres over tid. Lundenes stedtrohet er høy, noe som tilsier at de viktigste parametere for bestandsutviklingen er hvilken dødelighet og reproduksjon de etablerte hekkefuglene på Røst erfarer. Det er derfor lagt spesiell vekt på å studere hvilke konsekvenser endringer i næringsforholdene i hekketiden har for disse faktorene.

Sjøgulenes adferd, ungevekst, hekkesuksess og overlevelse påvirkes ulikt av endringer i næringstilgangen (bl.a. Cairns 1987). Ved en svak begrensning i næringstilbudet er det i første omgang de voksne tilstedeværelse i kolonien som kan forventes å bli redusert fordi fuglene må bruke mer tid til næringssøk. Når næringstilbudet forringes ytterligere kan ikke fuglene lenger bufre ved å endre sitt tidsbudsjett, og ungenes vekst og overlevelse vil påvirkes. Ved svært betydelig næringsmangel mislykkes hekkingen fullstendig, enten ved at de fleste ungene dør eller, dersom næringssvikten inntreffer tidlig nok, ved at mange fugler vil unnlate å hekke. Voksenfuglenes overlevelse forventes bare å bli berørt når næringsforholdene er ekstremt dårlige. Disse betraktningene innebærer at hva som er den beste indikatoren for endringer i næringstilgangen vil variere tilsvarende: Voksenfuglenes opptreden i kolonien er en god indikator når forholdene er jevnt gode mens ungenes vekst og overlevelse som regel er den beste indikatoren ved dårligere forhold. Ved spesielt dårlige forhold vil også klekkesuksess eller hekkevillighet være redusert og unntaksvis vil økt voksendødelighet indikere helt ekstreme forhold. De voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden henger også nøye sammen med miljøforholdene. I de helt mislykkede sesongene er voksenfuglene som regel i stand til å opprettholde høy kroppsvekt, mens kostnaden ved reproduksjon ser ut til å være klart størst når forholdene er nær en nedre grense (terskelverdi) for hva som må til for å kunne fostre opp avkom (Anker-Nilssen et al. i manus.). Lundestudiene på Røst er tilrettelagt for å belyse hele spekteret av endringer i næringsforholdene og fokuserer derfor på alle disse forhold.

Resultatene er samordnet med utviklingen i bestandens størrelse og mål for de voksne fuglenes overlevelse, som overvåkes årlig gjennom to parallelle prosjekter, hhv. *Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl* (f.eks. Anker-Nilssen et al. 1996, Lorentsen 1997) og *Årlig variasjon i overlevelse hos noen norske sjøfugler* (Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994, 1998a). De viktigste resultatene fra disse undersøkelsene er derfor gjengitt i denne rapporten og oppdatert med siste års resultater.

Den primære hensikten med rapporten er å dokumentere, analysere og vurdere de fleste sentrale dataserier som er innsamlet rutinemessig i prosjektet og de tilknyttede

aktiviteter. I en viss utstrekning er også resultater av mer kortvarige undersøkelser presentert. Rapporten spenner følgelig svært vidt. Av hensyn til leseren og rapportens bruksverdi er derfor den mest detaljerte diskusjonen av resultatene foretatt løpende i resultatkapittelet. Diskusjonskapittelet fokuserer i større grad på mer overordnede trekk og perspektiver i lundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk.



2 Metoder og materiale

2.1 Langtidsserier

De standardiserte metodene som benyttes i de løpende lundeundersøkelsene på Røst er beskrevet i en rekke tidligere arbeider. Her gis derfor bare referanser til de mest fyllestgjørende av disse beskrivelsene i tilknytning til de ulike dataserier som er/blir innsamlet (tabell 1).

Alle data som er innsamlet i regulære serier siden 1979 (tabell 2) er innlagt på EDB og korrekturlest. En vesentlig del av materialet er bearbeidet videre i både detaljerte og sammenfattende analyser. Merk at angitt omfang for feltinnsats også inkluderer andre sjøfuglundersøkelser på Røst i samme periode. Dette omfatter bl.a. feltarbeid til ni hovedfagsstudier (Bakken 1984, Amundsen & Stokland 1986, Breivik 1991, Otnes & Skjold 1992, Øyan 1993, Albertsen 1995 og Henriksen 1998), den årlige bestands- overvåkingen av toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*, krykkje *Rissa tridactyla* og lomvi siden 1988 (jf. Lorentsen 1989, samt årlige rapporter siden hekkesesongen 1988, senest Lorentsen 1997) og ringmerkingstudier av havsvaler *Hydrobates pelagicus* og stormsvaler *Oceanodroma*

Tabell 1. Referanser til beskrivelser av rutinemessige metoder anvendt i felt. – References to descriptions of routine methods used in the field.

Rutiner for Routines for	Metoder beskrevet av Methods described by
Bestandsovervåking Population monitoring	Anker-Nilssen & Røstad 1993
Innsamling av ungenæring Sampling of chick food	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av byttedyr Prey item measurements	Anker-Nilssen 1987, 1991
Analyse av næringskvalitet Analyses of food quality	Anker-Nilssen 1991
Utvalg og kontroll av studiereir Study nest selection and checks	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av egg og unger Egg and chick measurements	Anker-Nilssen 1987, 1991
Fangst av unger ved reirforlating Trapping of fledglings	Anker-Nilssen 1987, 1991
Fangst av voksne fugler Trapping of adult birds	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av voksne fugler Adult bird measurements	Jones et al. 1982, Barrett et al. 1985
Overvåking av voksenoverlevelse Monitoring of adult survival rates	Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994.
Voksne fuglers tilstedeværelse Colony attendance of adult birds	Anker-Nilssen & Øyan 1995

leucorhoa (jf. årlige rapporter siden 1989 fra det nasjonale havsvalprosjektet, senest Anker-Nilssen 1998, samt Anker-Nilssen & Anker-Nilssen 1993). Før starten av det nasjonale overvåkningsprogrammet ble toppskarv (på Ellefsnyken) overvåket i 1985-86, lomvi (på Vedøy) overvåket årlig i 1980-83 (Bakken 1989) og krykkje overvåket årlig i 1979-84. Da lundehekkingen brøt sammen i 1997, ble en del tid benyttet til et individspesifikt studium av næringsvalg hos ungematende teist *Cepphus grylle*. Resultatene av dette arbeidet vil bli publisert på annen måte (T. Anker-Nilssen, H. Brøseth & T. Aarvak under utarb.).

En meget betydelig frivillig innsats på ulønnet basis er også medregnet i tabell 2. Denne innsatsen er hovedårsaken til at den gjennomsnittlige bemanningen ved stasjonen de siste 19 år var så høy som 292 persondøgn pr. år.

2.2 Andre undersøkelser i 1995-97

I tillegg til de regelmessige langtidssstudiene er det gjennomført en rekke andre undersøkelser på lunde av kortere varighet (1-2 sesonger). De viktigste i foreliggende rapportperiode (1995-97) er to hovedfagsoppgaver ved NTNU (Albertsen 1995, Henriksen 1998). Innsamling og måling av voksne fugler funnet døde i fjæresonen på Hernyken er nå etablert som en løpende dataserie, men datasettet er foreløpig ikke analysert i nærmere detalj. Målingene foretas i henhold til internasjonalt standardiserte metoder (Jones et al. 1982, Barrett et al. 1985).

Hovedfagsundersøkelser

Hovedfagsoppgaven til Albertsen (1995) belyste de voksne lundenes diett i ungeperioden ved å sammenligne konsentrasjoner av de stabile isotopene ^{13}C og ^{15}N i blodplasma fra voksne og unger med tilsvarende verdier for hele byttedyr. Forholdet mellom disse isotopene varierer fra næringsemne til næringsemne, og inntaket reflekteres spesielt hurtig i blodplasma. Siden ungenes diett ble studert parallelt, kunne ungenes isotopverdier nyttes som «fasit» for å avsløre om de voksne fuglene spiste det samme (og i samme forhold) som det de ga til ungene. Feltarbeidet til denne oppgaven ble gjennomført i 1993, og prøvene ble analysert ved Geologisk institutt, Universitetet i Bergen. Resultatene er ikke presentert i denne rapporten, men støttet forventningen om at de voksne fuglene underholdt seg selv på et utvalg av byttedyr som i stor grad var sammenfallende med det de tilbød sine reirunger.

Det siste hovedfagsarbeidet på Røst (Henriksen 1998) belyste hvorvidt det er avstanden til beiteområdene, tettheten av byttedyr, eller byttedyrenes størrelse og type som har vært mest begrensende for lundeungenes vekst på Røst. Undersøkelsen tok utgangspunkt i modeller for optimal furasjering (Orians & Pearson 1979) og benyttet

Tabell 2. Oversikt over samlet feltinnsats i sjøfuglarbeidet og innsamlet datamateriale for lundeundersøkelsene på Røst i 1979-97. Data for perioden 1979-94 (jf. Anker-Nilssen & Øyan 1995) og for hele 19-årsperioden samlet er enten summert eller angitt med variasjonsbredde for årstotaler. For årvisse studier er gjennomsnitt pr. år angitt i parentes. – Summary of the extent of seabird fieldwork and Puffin data sampled at Røst in 1979-97. Data for the period 1979-94 (cf. Anker-Nilssen & Øyan 1995) and the 19-year period as a whole are either added up or presented by the range of yearly totals. For continuous data series the annual mean is given in brackets.

Antall - Number of	1979-94	1995	1996	1997	Total 1979-97
Feltperioder – Field periods	54	3	3	3	63
Bemanningsdøgn – Days of fieldwork	1602 (100)	94	97	81	1874 (99)
Feltarbeidere – Field workers	6-25 (14)	9	11	17	6-25 (14)
Persondøgn – Man-days	4808 (301)	240	239	253	5540 (292)
Studiereir med egg eller unge – Study nests with egg or chick	10-280 (124)	281	232	304	10-304 (147)
Egg målt – Eggs measured	869 (54)	284	153	128	1434 (75)
Reirunger målt i studiereir – Study chicks measured	966 (60)	1	70	150	1187 (62)
Dager mellom reirkontroller – Days between nest checks	1-6 (3)	1-8 (4)	1-8 (4)	1-8 (4)	1-8 (4)
Morfometriske variabler for ungevekst – Morphometric chick growth variables	2-6 (4)	7	6	6	2-7 (4)
Individuelle kontroller av ungevekst – Individual chick examinations	8054 (503)	1	438	309	8802 (463)
Reirunger merket – Nestlings ringed	657 (41)	0	44	0	701 (37)
Døde unger målt (ikke i reir) – Dead young measured (outside nests)	1315	0	13	0	1328
Levende, reirforlatende unger målt – Live fledglings measured	2913 (182)	0	74	0	2987 (157)
Reirforlatende unger ringmerket – Fledglings ringed	2726 (170)	0	74	0	2800 (147)
Næringsprøver innsamlet – Food samples collected	1926 (120)	0	78	52	2056 (108)
Komplette næringsporsjoner studert – Complete food loads examined	1723 (108)	0	73	52	1848 (97)
Byttedyr målt – Prey items measured	19976 (1249)	0	813	1140	21929 (1154)
Takseringer av innkomstretning – Return direction counts	155	0	2	0	157
Voksne ringmerket – Adults ringed	5291 (331)	21	157	83	5552 (292)
Gjenfangster av ringmerkede voksne – Adult recaptures registered	2256 (141)	13	127	77	2473 (130)
Individer fra tidligere år gjenfanget – Individuals from earlier years recaptured	6-350 (101)	13	105	66	6-350 (95)
Voksne individer målt – Adult individuals measured	0-1502 (399)	33	257	146	0-1502 (359)
Morfometriske variabler hos voksne – Morphometric variables in adults	1-8 (4)	6	6	6	1-8 (4)
Voksne individer påsatt fargeringer – Adult individuals colour-ringed	214	1	25	6	246
Antall observasjoner av fargekoder – No. of colour code observations	3969	590	648	663	5870

data for ungevekst og porsjonskvalitet innsamlet på Røst i 1982-96. Foringsfrekvensen i hver av 39 utvalgte perioder å 3-5 dager ble estimert ved hjelp av en modell for sammenhengen mellom ungenes vekst og energiinntak. Modellen ble utarbeidet i samarbeid med en hovedfagsstudent i matematisk statistikk ved NTNU (Brandsæter 1997) og er basert på parallelle data for energiinntak og vektutvikling innsamlet i Hilde Støl Øyans hovedfagsarbeide i 1990-91 (Øyan 1993, Øyan & Anker-Nilssen 1996). Sammenligning med reell foringsfrekvens målt med video-registrering i 1990 indikerte at modellen produserte troverdige estimater for foringsfrekvens. Henriksens hovedfagsarbeid (Henriksen 1998) ble fullført våren 1998, og resultatene er ikke presentert nærmere her.

Undersøkelser i åpent hav

I rapportperioden (1995-97) ble det gjennomført to tokt med Havforskningsinstituttet i havområdene omkring Røst i lundenes ungeperiode, henholdsvis med F/F Michael Sars i perioden 8-14. juli 1996 og med F/F Johan Hjort i tiden

12-16. juli 1997. Disse undersøkelsene var del av et samarbeidsprosjekt mellom HI og NINA innenfor NFRs forskningsprogram *Marine ressurser og miljø*. Prosjektet belyser interaksjoner mellom 0-gruppe sild og beitende lunder, og fokuserer på 1) adferdsreaksjoner hos predator og byttedyr studert ved hjelp av sonarregistreringer på video og individbasert modellering (Axelsen et al. 1998), 2) tetthetskorrelasjoner på liten skala mellom stimer av 0-gruppe sild målt i transekter ved hjelp av høyfrekvent sonar, og parallelle forekomster av lunde på overflaten, og 3) komparativ størrelsesseleksjon av 0-gruppe sild tatt av voksne lunder til eget konsum kontra det de bringer til ungene, i forhold til tilsvarende bytte tatt av større fisk (makrell *Scorpaenidae* og voksen sild), og sammenholdt med størrelsesfordeling i tilbudet av 0-gruppe sild målt ved tråltrekk i de samme områdene. Disse resultatene presenteres ikke nærmere i denne rapporten, men vil bli publisert i egne vitenskapelige artikler. For å kunne bestemme de voksnes seleksjon av byttedyr til eget konsum, ble mageprøver fra et antall fugler til havs

innsamlet med tillatelse fra DN, henholdsvis fra 29 individer 12. april 1996 og fra 61 individer i dagene 9-13. juli 1996. Dette sikret også materiale til diskriminantanalyser som nå gjør det mulig å foreta en forholdsvis pålitelig kjønnsbestemmelse av levende fugler basert på ytre mål (kapittel 3.7). Det ble også tatt prøver av fettvev, brystmuskel og lever til miljøgiftanalyser i samarbeid med forsker Geir Wing Gabrielsen ved Norsk Polarinstitutt i Tromsø.

Morfometri

I 90-årene har vi rutinemessig undersøkt ytre og, så langt mulig, indre morfometri til alle voksne lunder som er blitt funnet døde i kolonien. Metodene er beskrevet av Jones et al. (1982). Innsamlingen foregår ved gjennom søking av hele fjæresonen på Herynken flere ganger hver sesong, som regel hver eller hver annen uke. Nesten uten unntak er fuglene drept av flygende predatorer (de fleste av svartbak *Larus marinus*, men enkelte av gråmåke *L. argentatus*, ravn *Corvus corax*, jaktfalk *Falco rusticolus* eller vandrefalk *F. peregrinus*). Selv om bare et fåtall av individene har latt seg kjønnsbestemme, bidro dette materialet til å forsterke grunnlaget for diskriminantanalysen som er presentert i kapittel 3.7.

2.3 Statistiske metoder

De fleste statistiske tester er foretatt ved hjelp av programpakkene SPSS for Windows versjon 7.5.1 (© 1989-96 SPSS Inc.), mens programmet SURGE versjon AIC (Pradel & Lebreton 1991, Lebreton et al. 1992) ble benyttet for de demografiske analysene (kapittel 3.5.2). Modellen for logistisk kurvetilpasning i CurveExpert versjon 1.23 (© 1986-97 Daniel Hyams) ble benyttet til å finne delepunkt til discriminantscore-funksjonene i kapittel 3.7. De grafiske presentasjonene ble utarbeidet i SigmaPlot for Windows versjon 4.00 (© 1986-97 SPSS Inc.). Regnearkprogrammet Microsoft® Excel 97 (© 1985-96 Microsoft Corporation) er delvis benyttet som databaseplattform, av og til også for å beregne enkel deskriptiv statistikk. Dersom ikke annet er angitt er det benyttet 2-halede tester.

Statistiske parametre for bestandsstørrelse og bestandsutvikling (kapittel 3.1 og 3.2) ble utledet som angitt av Anker-Nilssen & Røstad (1993) ved hjelp av programmet Star1, programmert i FORTRAN av Ole Wiggo Røstad.

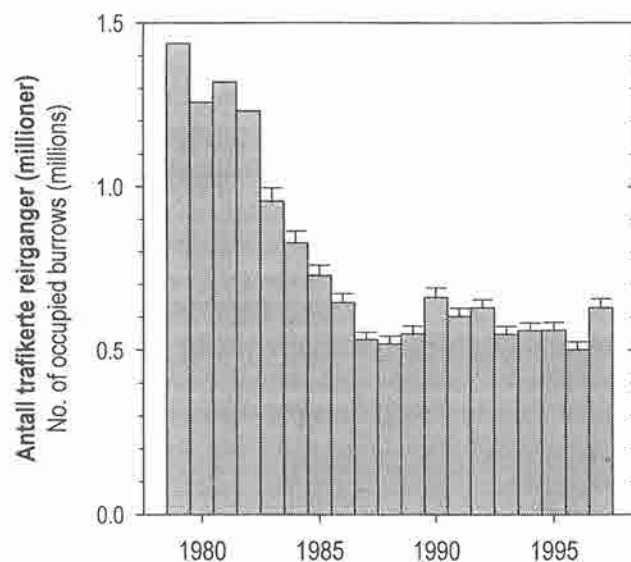


3 Resultater

3.1 Bestandsstørrelse

I 1997 hadde Herynken 52 480 trafikkerte (tilsynelatende okkuperte) reirganger. Estimaten hadde et 95 % konfidensintervall på ± 8.3 %. Det er således 95 % sannsynlighet for at det reelle antallet var mellom 48 120 og 56 840. Estimats standardfeil ble beregnet etter en stratifisert prosedyre (jf. Anker-Nilssen & Røstad 1993). I tabell 3 er tilsvarende resultater for hvert år i perioden 1979-97 presentert i henhold til stratifisering etter naturlig avgrensede felt, som for Herynkens vedkommende alltid har vært den parameter som gir størst forbedring av konfidensintervallet (henholdsvis 7.1, 8.2 og 10.5 % forbedring av estimatene for årene 1995-97). De andre parametrene som ble testet var: habitat (5 kategorier), helning (9 kategorier à 10°), eksposisjonsretning (8 sektorer) og høyde over havet (intervaller à 10 m).

I henhold til den fullstendige bestandstakseringen på Røst i 1990 har Herynken 8.3 % av Røsts lundebestand (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Forutsatt at bestandsutviklingen på Herynken i 1990-97 var representativ for de andre lunde-



Figur 1

Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst (tilsynelatende okkuperte reirganger + 1 SE) i perioden 1979-97. Estimaten er basert på grunnlag av data i tabell 3 og bestandsstørrelsen på Røst i 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), under forutsetning om at utviklingen på Herynken er representativ for hele Røst. – Development of the breeding population of Puffins at Røst (apparently occupied burrows + 1 SE) in 1979-97. The estimates are based on data in Table 3 and the population size at Røst in 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), assuming the development at Herynken is representative for Røst as a whole.

Tabell 3. Takseringsresultater for overvåkning av lundekolonien på Hernyken i 1979-97. Takseringsenheten er en trafikert (tilsynlatende okkupert) reirgang. De tradisjonelle prøvefeltene omfattet tre transekter på Trenyken og Ellefsnyken. Nåværende takseringsmetode (Star-systemet, Anker-Nilssen & Røstad 1983) ble innført på Hernyken i 1983. Bestandsestimatenes standardfeil ble utregnet ved hjelp av en prosedyre stratifisert i forhold til naturlig avgrensede deler av kolonien. – Census and monitoring results for the Puffin population on Hernyken in 1979-97. The monitoring unit is an apparently occupied burrow. The traditional monitoring scheme included three transects at Trenyken and Ellefsnyken. The current scheme (the Star system, Anker-Nilssen & Røstad 1993) was introduced on Hernyken in 1983. Standard errors of population estimates were calculated using a procedure stratified according to naturally separated sub-areas.

År Year	Median takseringsdato (1. mai = 1) Median date of counting (1 May = 1)	Antall trafikerte reirganger i tradisjonelle prøvefelt No. of apparently occupied burrows in traditional sampling areas	Antall trafikerte reirganger i prøvefeltene for Star-systemet No. of apparently occupied burrows in Star system plots	Antall kolo- niserte Star- prøvefelt No. of inhabited Star system plots	Median tetthet av trafikkerte reir pr. m² i koloniserte Star-prøvefelt Median density of apparently occu- pied burrows per m² in inhabited Star system plots	Estimert antall trafikerte reirganger i hele kolonien (SE) Estimated total number of apparently occupied burrows in the colony (SE)	Bestands- endring fra foregående år (%) Population change in relation to preceding year (%)
1979	70	(662) ¹	–	–	–	119 700	–
1980	14	1723	–	–	–	104 800	–
1981	7½	1806	–	–	–	109 850	+ 4.8
1982	8½	1687	–	–	–	102 610	– 6.7
1983	19	1310	1992	205	0.9	79 680 (3337)	– 22.3
1984	11½	(1779) ²	1723	199	0.8	68 920 (3018)	– 13.5
1985	4	(1501) ²	1514	188	0.8	60 560 (2614)	– 12.1
1986	18½	–	1341	198	0.6	53 640 (2342)	– 11.4
1987	9½	–	1106	187	0.6	44 240 (1887)	– 17.5
1988	7½	–	1079	180	0.5	43 160 (1933)	– 2.4
1989	11½	–	1144	188	0.6	45 760 (1919)	+ 6.0
1990	6	–	1376	189	0.7	55 040 (2376)	+ 20.3
1991	10	–	1253	193	0.7	50 120 (2168)	– 8.9
1992	8½	–	1309	183	0.7	52 360 (2145)	+ 4.5
1993	6	–	1144	190	0.6	45 760 (1971)	– 12.6
1994	12	–	1164	179	0.6	46 560 (2003)	+ 1.7
1995	7	–	1167	186	0.6	46 680 (2058)	+ 0.3
1996	7½	–	1046	184	0.5	41 840 (1919)	– 10.4
1997	8½	–	1312	191	0.6	52 480 (2216)	+ 25.4

1) Færre prøvefelt enn i 1980-85 - Fewer sampling areas than in 1980-85.
2) Taksert av andre personer enn i tidligere år - Other counters than in previous years.

koloniene i Røst (slik det er rimelig å anta), var det således ca 630 000 trafikkerte reirganger av lunde på Røst i 1997. På Røst er lundegangene gjennomgående så dype at man bare unntaksvis når helt inn til selve reiret. Vi kjenner derfor ikke eksakt hvor stor andel av lundeparene som trafikkerer flere innganger til reiret, eller hvor mange par som deler den ytterste delen av gangen med et (eller flere) andre par. Erfaringsmessig vurderer vi imidlertid denne "feilkilden" som forholdsvis ubetydelig og antar at det er omkring ett par pr. trafikert reirgang.

3.2 Bestandsutvikling

Utviklingen i hekkebestanden på Hernyken i 1979-88 er publisert av Anker-Nilssen & Røstad (1993) og utviklingen i

1979-94 av Anker-Nilssen et al. (1996). Etter den dramatiske tilbakegangen midt på 80-tallet har bestanden vært forholdsvis stabil. Det ble påvist en viss bestandsoppgang i 1988-90, og en tilsvarende tilbakegang frem til 1996 da bestanden var på sitt hittil laveste (tabell 3, figur 1). Antallet trafikkerte reirganger ble da målt til bare 35.0 % av antallet da overvåkningen startet i 1979.

Med bakgrunn i den gode hekkesuksessen i 1989-92 var det forventet en betydelig rekruttering til bestanden i årene 1994-97. Bestanden var imidlertid nokså stabil i 1993-95 og gikk betydelig tilbake fra 1995 til 1996. Den kraftige reduksjonen i de voksne fuglenes overlevelse i 1994-96 (kapittel 3.5.2) har opplagt spilt en vesentlig rolle. Dessuten viste belegget i de tradisjonelle studiereirene (kapittel 3.4.2) at en unormalt stor andel av de etablerte

hekkefuglene unnlot å hekke i 1995, og at denne andelen var vel så stor i 1996. Dette var trolig en direkte konsekvens av dårlige miljøforhold i etablerings- og eggleggingsperioden disse årene, noe som bl.a. ble indikert ved ekstremt lave vekter på voksne fugler kontrollert i kolonien 9. og 11. mai 1996 (snitt 446.7 g, SE = 6.1, $n = 18$). Fugler som unnlater å hekke vil imidlertid bare redusere takseringsresultatet dersom de også unnlater å trafikkere sin egen reirgang. Vi vet ikke hvor utbredt dette fenomenet har vært, men det var sannsynligvis ikke like omfattende som de som bare unnlot å legge egg.

Den meget betydelige bestandsøkningen fra 1996 til 1997 (+ 25 %) skyldes trolig en kombinasjon av rekruttering og at bedre forhold tidlig i sesongen førte til økt hekkevillighet. Til sammenligning var vektene for et lite utvalg voksne fugler 12. mai 1997 (snitt 521.7 g, SE = 12.1, $n = 9$) blant de høyeste som er registrert på Røst, og klart høyere enn til samme tid året før ($t = 6.236$, $df = 25$, $p < 0.001$). Forhåpentligvis vitnet økningen også om en forbedring i overlevelsen for voksne fugler (kapittel 3.5.2).

Bestandsstørrelsen i 1997 tilsvarte 43.8 % av bestandsstørrelsen i 1979. Tilbakegangen i lundebestanden på Røst i denne perioden utgjør omtrent 807 000 trafikerte reirganger og tilsvarer nær halvparten av dagens norske lundebestand som teller i overkant av 2 000 000 par (Anker-Nilssen 1990, Anker-Nilssen et al. upubl. data).

3.3 Næringsstudier

I 1995 var klekkesuksessen så godt som null (kapittel 3.4.2), og bare ved et par anledninger ble en voksen lunde sett bære mat. Det lyktes oss derfor ikke å samle inn en eneste nebbporsjon dette året.

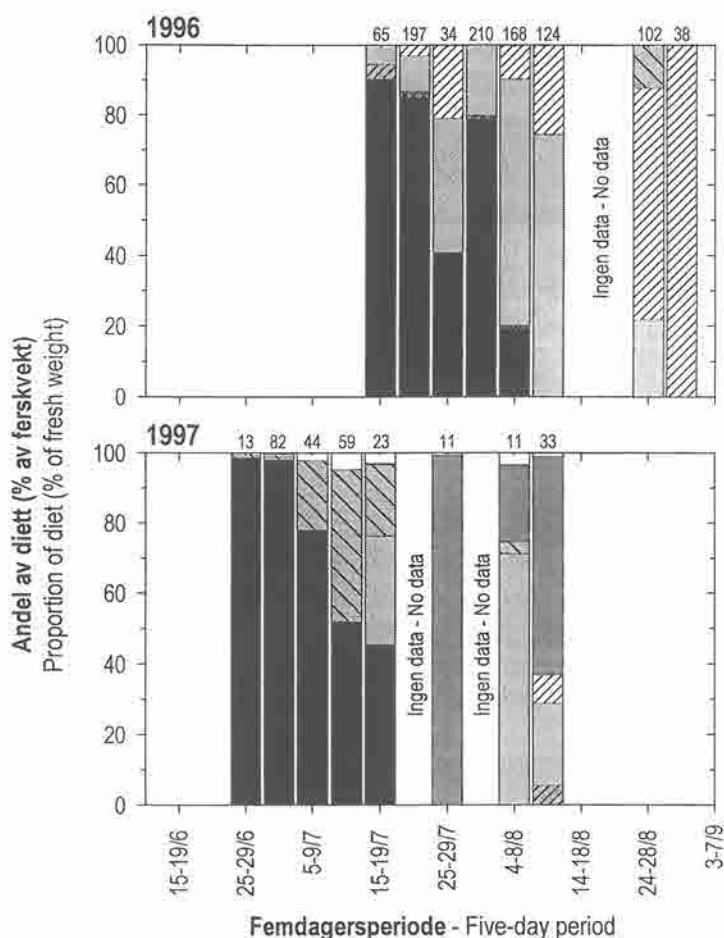
I analysen av materialet fra 1996 og 1997 ble, som tidligere, hver femdagersperiode gitt lik vekt, uavhengig av hvor mange næringsprøver som ble innsamlet. Resultatene endrer ikke vesentlig på noen av de forhold som ble dokumentert i foregående rapport (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I relasjon til vekt utgjorde sild 39.4 % av ungenes diett i 1996 og 46.6 % av ungenes diett i 1997 (tabell 4). Sild var dermed det viktigste byttedyret begge år, slik tilfellet også var i syv av 15 år i perioden 1979-94. Vektandelen av sild i ungenes diett i de ni sesongene etter den viktige rekrutteringen til gytestammen av sild i 1988 var gjennomsnittlig 52.4 % og signifikant større enn den tilsvarende andelen på 25.4 % i de åtte tidligere studieårene, da sildestammen var betydelig mindre (Mann-Whitney $Z = 2.021$, $p = 0.043$). Betydningen av sei *Pollachius virens* som byttedyr ble tilsvarende redusert i samme periode fra 43.0 % i 1979-86 til 5.5 % i 1988-97 ($Z = 3.177$, $p = 0.001$). Tilsvarende endring var også tydelig

Tabell 4. Lundeungenes diett (prosent av ferskvekt) på Heryken i sesongene 1996-97 sammenlignet med 1979-94 (se Anker-Nilssen & Øyan (1995) for årlige resultater fra 1979-94). Tallene er basert på totaler for femdagersperioder som ble betraktet som likeverdige i analysen (jf. figur 2). Ingen prøver ble innsamlet i 1987 og 1995. – The diet of Puffin chicks (percentages of fresh weight) at Heryken during the 1996-97 seasons compared with 1979-94 (see Anker-Nilssen & Øyan (1995) for annual results from 1979-94). The numbers are based on totals for five-day periods which were given equal weight in the analysis (cf. Figure 2). No samples were collected in 1987 and 1995.

Byttedyr Prey	Snitt – Mean 1979-94		Snitt – Mean 1996 1997	
Sild – Herring	39.3	39.4	46.6	39.8
Havsil – Sandeel	15.4	0.4	0	13.6
Sei – Saithe	26.1	0.6	0.7	23.1
Hyse – Haddock	9.9	30.0	15.7	11.4
Hvitting – Whiting	3.4	28.1	1.0	4.7
Andre torskfisk	1.4	1.5	11.2	2.0
Other gadoids				
Tangbrosme – Rockling	2.3	0	23.1	3.4
Makrell – Mackerel	0.2	0	0.5	0.2
Andre fiskearter	1.4	0	1.2	1.3
Other fish species				
Blekksprut eller krill	0.6	0	< 0.1	0.5
Squid or krill				
Sum - Sum	100	100	100	100
<i>n</i> prøver - <i>n</i> samples	128	78	52	114
Antall femdagersperioder	8	8	8	8
No. of five-day periods				

når alle torskfisker (Gadidae, unntatt tangbrosme *Rhinonemus* spp.) ble behandlet under ett (reduksjon fra 57.9 % til 26.7 %, $Z = 2.598$, $p = 0.009$). Det var ingen endring i innslaget av havsil *Ammodytes marinus* i dietten mellom de to periodene ($Z = 0.193$, $p = 0.847$). Sild, havsil og torskfisk (tangbrosme unntatt) utgjorde henholdsvis 100 % og 75.1 % av ungenes diett i 1996 og 1997 og gjennomsnittlig 94.5 % i årene 1979-97 ($n = 17$). Av andre byttedyr er det tidligere bare tangbrosme som har utgjort mer enn 10 % av totalen i noe år. Dette skjedde for tredje gang i 1996 med den hittil høyeste vektandel for denne byttedyrgruppen (23.1 %). Torsk *Gadus morhua* utgjorde 11.2 % av dietten i 1997 og ble dermed det sjette byttedyret som passerte denne grensen.

Både i 1996 og 1997 varierte ungenes diett betydelig i løpet av sesongen (figur 2). Det er flere likhetstrekk mellom de to årene, selv om klekkingen var tre uker senere i 1996 enn i 1997. I begge år matet lundene nesten utelukkende med

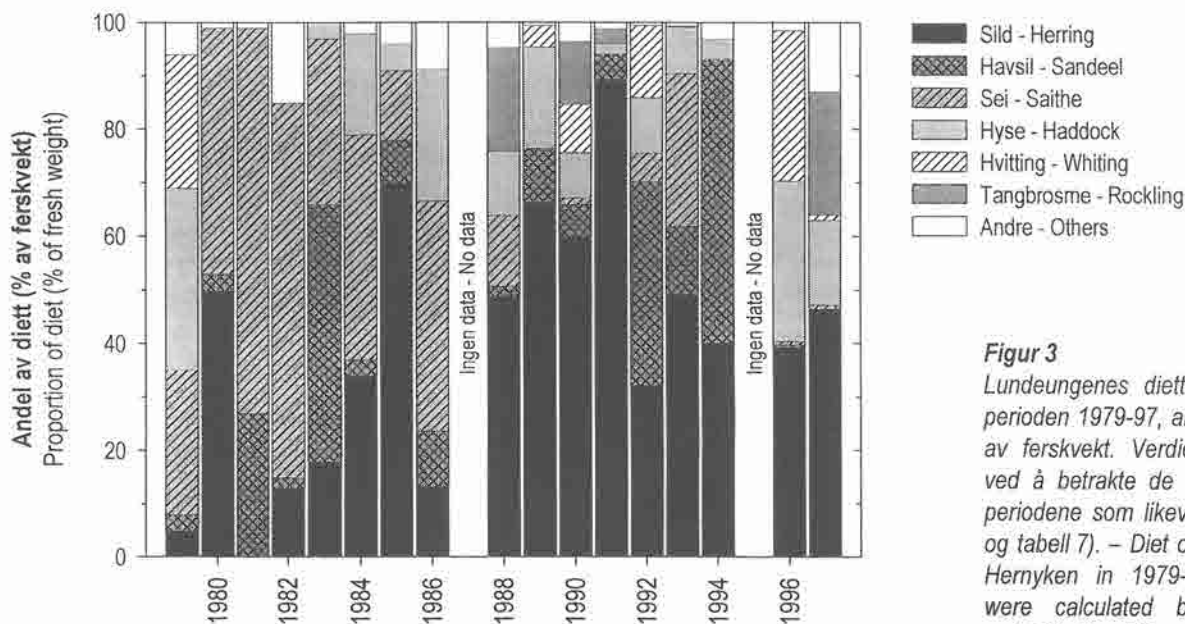


- Sild - Herring
- Havsil - Sandeel
- Sei - Saithe
- Hyse - Haddock
- Hvitling - Whiting
- Torsk - Cod
- Tangbrosme - Rockling
- Andre - Others



Figur 2

Lundeungenes diett på Hernyken fordelt på femdagersperioder i hekkesesongene 1996 og 1997, angitt som prosent av ferskvekt. Samlet vekt (g) av byttedyr undersøkt i hver periode er angitt over søylene. Tilsvarende resultater for periodene 1979-85 og 1986-94 er henholdsvis publisert av Anker-Nilssen (1987) og Anker-Nilssen & Øyan (1995). – Diet of Puffin chicks at Hernyken in five-day periods during the breeding seasons of 1996 and 1997. The total weight (g) of prey examined in each period is indicated above the bars. Similar results for 1979-85 and 1986-94 were published by Anker-Nilssen (1987) and Anker-Nilssen & Øyan (1995), respectively.



Figur 3

Lundeungenes diett på Hernyken i perioden 1979-97, angitt som prosent av ferskvekt. Verdiene er beregnet ved å betrakte de ulike femdagersperiodene som likeverdige (jf. figur 3 og tabell 7). – Diet of Puffin chicks at Hernyken in 1979-97. The results were calculated by giving equal weight to the different five-day periods (cf. Figure 2 and Table 4).

Tabell 5. Antall 0-gruppe (0-gr) sild fra lunde målt (jf. figur 5) og antall komplette nebbporsjoner (n) undersøkt (jf. figur 2) i ulike femdagersperioder i 1995-97. – Numbers of 0-group (0-gr) herring from Puffins measured (cf. Figure 5) and complete food loads (n) examined (cf. Figure 2) in different five-day periods in 1995-97.

Periode Period	1995 0-gr (n)	1996 0-gr (n)	1997 0-gr (n)
25–29.6			40 (3)
30.6–4.7			251 (14)
5–9.7			79 (9)
10–14.7			60 (12)
15–19.7		91 (9)	63 (5)
20–24.7		266 (20)	0 (2)
25–29.7		28 (3)	0 (1)
30.7–3.8		152 (15)	0 (6)
4–8.8		35 (11)	
9–13.8		0 (8)	
14–18.8			
19–23.8			
24–28.8		0 (5)	
29.8–2.9		0 (2)	
Sum – Sum	0 (0)	572 (73)	493 (52)

sild i begynnelsen av ungeperioden, deretter avtok silde-andelen raskt og arten forsvant helt fra dietten i løpet av 3-4 uker. Sild ble ikke påvist i dietten etter 4. august 1996 og etter 19. juli 1997 (tabell 5). I begge år ble den i det alt vesentlige erstattet av ulike torskefisker mot slutten av sesongen. I 1996 var dette mest hyse *Melanogrammus aeglefinus* og hvitting *Merlangius merlangus* (henholdsvis 28.1 og 30.0 % av den samlede dietten), mens pelagiske tangbrosmelarver (23.1 %) dominerte foran hyse (15.7 %) og torsk (11.2 %) i 1997. Ingen andre byttedyr utgjorde mer enn 1 % av dietten i 1996-97. Et høyt innslag av torskefisker mot slutten av sesongen er også påvist i de fleste tidligere år (Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Øyan 1995). Torsk er imidlertid aldri tidligere påvist å utgjøre mer enn 1.2 % (1990) av dietten i et enkelt år.

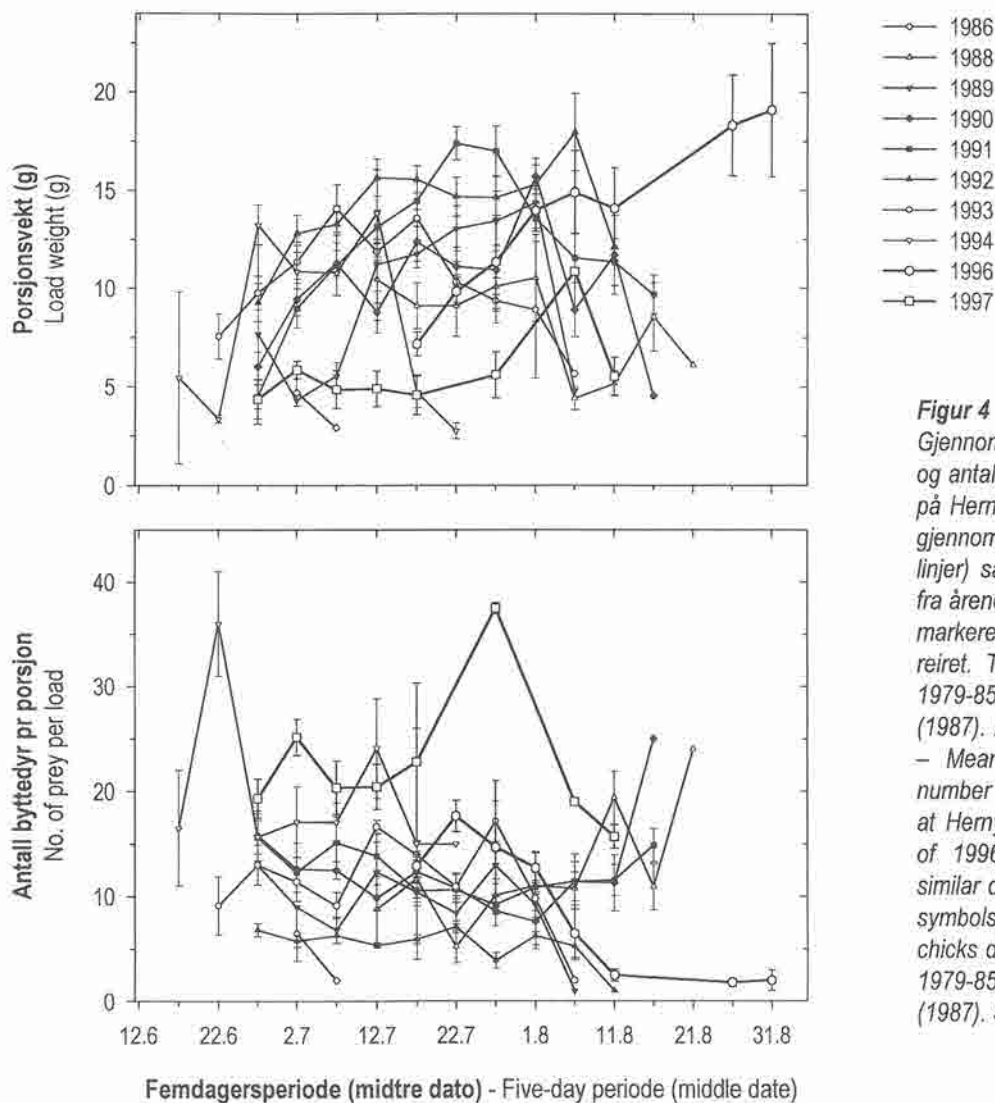
Sett under ett var ungenes diett i 1996 og 1997 ikke helt ulik dietten i mange av de foregående årene (figur 3), men de skilte seg ut ved en nærmest total mangel på havsil (henholdsvis 0.4 og 0.0 %). I alle tidligere år har havsil utgjort en større andel av dietten på Røst (1.9-52.7 %). I de fem siste årene med data (1992-97) varierte andelen av sild i mattilbudet til ungene mellom 32 og 49 %, mens den var mellom 49 og 89 % i de første fire årene (1988-91) etter at sildebestanden hentet seg opp fra sin aller svakeste periode. Forskjellen mellom de to periodene er signifikant (Mann-Whitney Z = 2.205, p = 0.027).

Nebbporsjonene varierte kraftig i størrelse gjennom hver sesong både mht. vekt og antall fisk, men var gjennomgående tyngst i sesongene med vellykket hekking (figur 4). Det var også tydelig at tunge porsjoner var forbundet med relativt store og få byttedyr. I 1996 økte porsjonsvekten kraftig utover i ungeperioden ettersom sildemengden avtok og store torskefisker utgjorde en stadig større andel av dietten. I 1997 ble sild i stor grad erstattet av små tangbrosmelarver, og bortsett fra en kort periode med innslag av hyse tidlig i august, var porsjonene derfor gjennomgående små med mange byttedyr i hver porsjon.

Siden lundene på Røst i hovedsak forsyner ungene med svært unge stadier av fisk, øker som regel byttedyrstørrelsen jevnt utover i sesongen. Slike forhold har bl.a. vært svært tydelige hos sild, hvor mer eller mindre gjennomtsiktige postlarver (< 45-50 mm) har dominert i enkelte dårlige år, mens så små sild knapt ble påvist i de aller beste årene (figur 5). Både i 1996 og 1997 var størrelsen av 0-gruppe sild i ungenes diett mindre enn normalt (tabell 6), særlig når tid på sesongen tas i betraktning (figur 5).

Tabell 6. Lengde (mm) av ferske, hele fisk av de vanligste arter i nebbporsjoner fra lunde på Heryken i 1988-97. Verdiene i parentes er vektete gjennomsnitt der de enkelte femdagersperiodene ble betraktet som likeverdige (jf. figur 3). – Length (mm) of fresh, whole fish of the most frequent species in food loads from Puffins at Heryken in 1988-97. Values given in brackets are weighted means calculated by giving the different five-day periods equal weight (cf. Figure 3).

Art Species	Parameter Parameter	År - Year		
		1988-94	1996	1997
Sild	Snitt – Mean	55.4 (56)	52.5 (52)	39.6 (39)
Herring	SD, n	10.0, 124	8.5, 572	5.2, 493
Havsil	Snitt – Mean	79.8 (83)	76.7 (77)	
Sandeel	SD, n	16.5, 231	3.7, 6	
Sei	Snitt – Mean	76.1 (78)	53.0 (51)	69.0
Saithe	SD, n	15.4, 59	6.1, 3	0.0, 1
Hyse	Snitt – Mean	89.1 (88)	99.3 (95)	65.3 (65)
Haddock	SD, n	19.3, 16	21.5, 37	12.2, 6
Hvitting	Snitt – Mean	101.5 (102)	91.5 (90)	73.0
Whiting	SD, n	14.1, 23	24.2, 23	0.0, 1
Torsk	Snitt – Mean	52.1 (52)	125.0	33.4 (32)
Cod	SD, n	9.2, 9	0.0, 1	7.4, 62
Tangbrosme	Snitt – Mean	34.4 (34)		32.1 (30)
Rockling	SD, n	3.8, 131		4.3, 132
Makrell	Snitt – Mean	36.8 (37)		31.7 (33)
Mackerel	SD, n	5.4, 37		4.5, 3
Uer	Snitt – Mean	21.2 (24)		
Redfish	SD, n	4.4, 14		

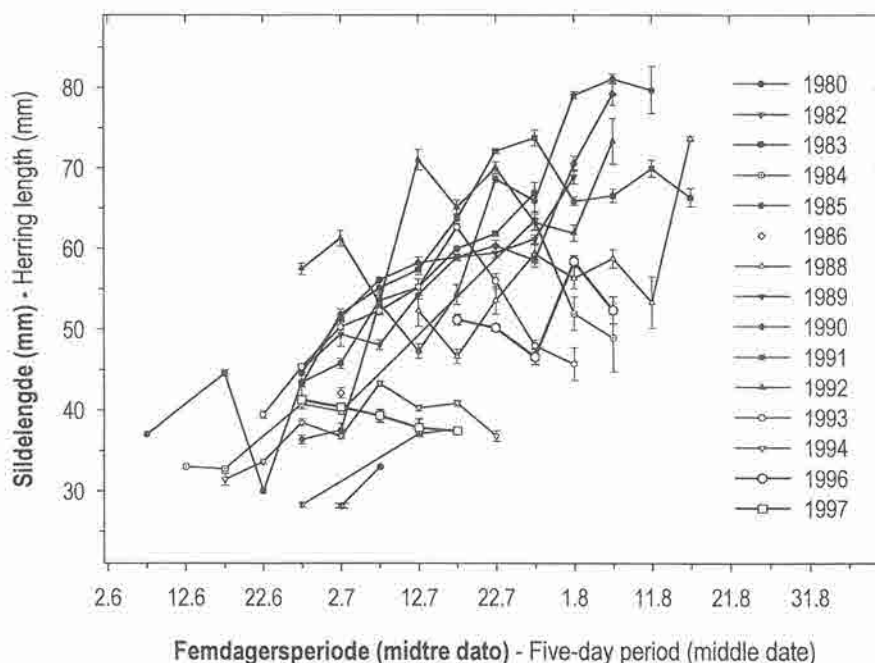


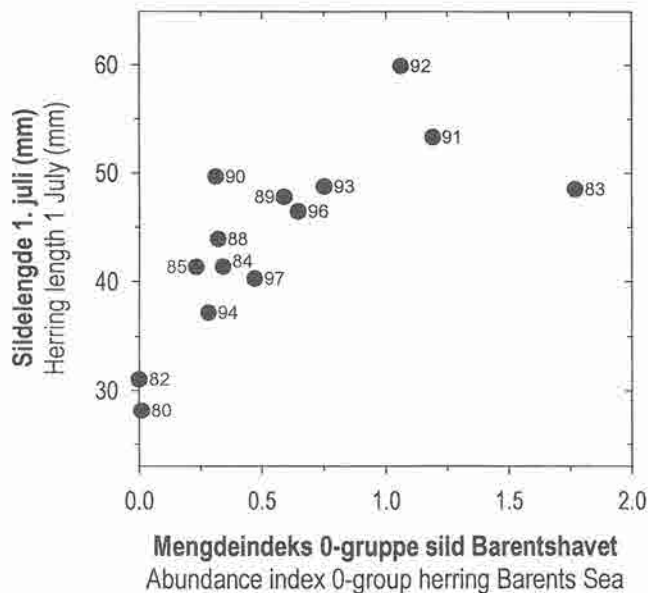
Figur 4

Gjennomsnittlig (± 1 SE) porsjonsvekt (g) og antall byttedyr i nebbporsjoner fra lunde på Heryken fordelt på femdagersperioder gjennom hekkesesongene 1996-97 (fete linjer) sammenlignet med tilsvarende data fra årene 1986 og 1988-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Tilsvarende resultater for perioden 1979-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987). Antall porsjoner er angitt i tabell 5. – Mean (± 1 SE) load weight (g) and number of prey in food loads from Puffins at Heryken during the breeding seasons of 1996-97 (bold lines) compared with similar data from 1986 and 1988-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Similar results for 1979-85 were published by Anker-Nilssen (1987). Sample sizes are given in Table 5.

Figur 5

Lengde (mm) av 0-gruppe sild i nebbporsjoner fra lunde på Røst i 1996-97 (fete linjer) plottet som gjennomsnitt (± 1 SE) i ulike femdagersperioder og sammenlignet med tilsvarende data fra 1980-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Utvalgsverdier er angitt i tabell 5. – Length (mm) of 0-group herring in food loads from Puffins at Røst in 1996-97 (bold lines) plotted as means (± 1 SE) for different five-day periods and compared with similar data from 1980-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Sample sizes are given in Table 5.





Figur 6
Gjennomsnittlig lengde (mm) av 0-gruppe sild i nebbporsjoner fra lunde på Røst 1. juli for 14 ulike år i perioden 1980-97, i relasjon til Havforskningsinstituttets mengdeindeks for de samme årsklassene målt i Barentshavet 8-10 uker senere (Toresen 1985, Anon. 1998). Lengdeverdiene ble beregnet ved vektet, lineær regresjon på data gruppert i femdagers-perioder (jf. figur 5). – Mean length (mm) of 0-group herring in food loads from Puffins at Røst on 1 July for 14 different years in 1980-97, in relation to abundance indices obtained by the Institute of Marine Research for the same year-classes in the Barents Sea 8-10 weeks later (Toresen 1985, Anon. 1998). The length values were estimated by weighted linear regressions on data grouped in five-day periods (cf. Figur 5).

Det var bare den sene klekkingen som sikret at silden var rimelig stor i forhold til ungenes alder i 1996. Gjennomsnittlig lengde av sild i lundenes diett pr. 1. juli hvert år kan benyttes som en indeks for sildens størrelseskonisjon. Verdiene estimeres ved hjelp av lineære regresjonsanalyser basert på gjennomsnittsverdiene for hver femdagersperiode i det enkelte år (jf. figur 5). Denne indeksen samsvarer fremdeles meget godt med Havforskningsinstituttets mengdeindeks for de samme årsklassene målt i Barentshavet et par måneder senere (Spearman $r_s = 0.785$, $n = 14$, $p = 0.001$, figur 6).

Det er vanligvis også betydelige størrelsesforskjeller fra år til år for de fleste andre byttedyrartene (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I de to siste årene var det bare hysene i 1996 som var større enn normalt, mens målene for de andre artene med akseptabel utvalgsstørrelse lå under tidligere års gjennomsnittsverdier (tabell 6). Dette var særlig tydelig for hyse og torsk i 1997, men også hvitling i 1996 var noe mindre enn normalt.

3.4 Reproduksjon

3.4.1 Eggstørrelse

Hos mange arter er det vist at uerfarne, unge fugler legger mindre egg enn voksne, erfarne hekkefugler (f.eks. Sæther 1990). Variasjoner i eggstørrelse innen populasjonen kan derfor indikere om bestandsendringene skyldes variasjoner i rekruttering eller i hvor stor andel av de etablerte hekkefuglene som går til hekking hvert år, selv om eggstørrelsen også kan være påvirket av fuglenes kondisjon ved hekkstart. I 1983 og i perioden 1990-97 ble en stor andel av eggene i studiereirene målt og deres volum V beregnet som angitt av Hoyt (1979) etter formelen

$$V = K_v L B^2$$

der L er eggglengde, B er eggbredde og konstanten $K_v = 0.507$. Noen få egg ble også målt i 1982 og 1989. Det var en signifikant variasjon i eggvolum mellom år (tabell 7, ANOVA, $F_{10,1421} = 3.86$, $p < 0.001$). I de undersøkte årene var eggvolumet størst i 1983 og minst i 1995. Dette underbygger to viktige antagelser om sammenhengen mellom reproduksjon og rekruttering: 1) Etter åtte år uten en eneste god hekkesesong (1975-82), den hittil lengste sammenhengende perioden med reproduksjonssvikt på Røst, var det svært få ungfugler i bestanden i 1983. 2) Etter rimelig god produksjon i fire år (1989-92) var det en meget betydelig andel ungfugler blant de fuglene som gikk til hekking i 1995.

Tabell 7. Statistikk for eggstørrelse (i mm og ml) hos lunde i studiereirene på Røst i 1982-97. – Parameters of egg size (in mm and ml) for Puffins in the nests studied at Røst in 1982-97.

År Year	n n	Lengde Length		Bredde Breadth		Volume Volume	
		Snitt Mean	SE SE	Snitt Mean	SE SE	Snitt Mean	SE SE
1982	4	62.1	0.21	44.3	0.28	61.8	0.99
1983	121	64.0	0.20	44.2	0.10	63.4	0.39
1989	11	62.4	0.54	44.0	0.56	61.3	1.72
1990	109	63.8	0.24	43.5	0.15	61.2	0.55
1991	164	64.0	0.19	43.9	0.12	62.7	0.40
1992	147	63.5	0.19	43.7	0.11	61.6	0.38
1993	149	63.7	0.18	44.0	0.10	62.5	0.35
1994	163	63.7	0.18	43.9	0.10	62.2	0.34
1995	283	62.6	0.14	43.8	0.08	60.9	0.28
1996	153	62.8	0.17	44.0	0.09	61.7	0.31
1997	128	63.3	0.20	43.9	0.11	61.9	0.42
Totalt Total	1432	63.4	0.06	43.9	0.04	61.9	0.12

Det var en negativ korrelasjon mellom årlig bestandsutvikling (målt som prosentuell endring fra foregående år, **tabell 3**) og både eggbredde og eggvolum (henholdsvis Pearson $r^2 = 0.416$, $n = 11$, $p = 0.032$ og $r^2 = 0.387$, $n = 11$, $p = 0.041$), om enn ikke med egg lengde ($r^2 = 0.006$, $n = 11$, $p = 0.816$). Sammenhengen mellom bestandsutvikling og eggstørrelse gir dermed støtte for antakelsen om at de årlige bestandsendringene i betydelig grad reflekterer variasjonen i rekruttering av unge, uerfame fugler. Dette understøttes ytterligere av at mellomårsvariasjon i hekkvillighet for etablerte fugler, som også må forventes å være betydelig (jf. Anker-Nilssen et al. i manus), vil virke til å redusere denne korrelasjonen. Det er heller ingen innlysende grunn til å anta en negativ sammenheng mellom fuglenes kondisjon ved hekkstart og størrelsen på bestandens rekruttering. Uten slik sammenheng vil også en eventuell kondisjonsbetinget variasjon i eggstørrelse bidra til å redusere styrken av korrelasjonen mellom eggstørrelse og bestandsutvikling. Tendens til en negativ korrelasjon mellom eggvolum og gjennomsnittlig hekkesuksess 5-7 år tidligere (Pearson $r = -0.539$, $n = 11$, $p = 0.087$) gir også støtte til sammenhengen mellom rekruttering og eggstørrelse. Tendensen er vel så god i forhold til hekkesuksess 6-8 år tidligere ($r = -0.572$, $n = 11$, $p = 0.066$), slik det kan forventes dersom en del fugler unnlater å legge egg det første året de trafikkerer en reirgang. Det var forøvrig ingen klar sammenheng mellom eggvolum (**tabell 7**) og de voksne fuglenes vekt i ungeperioden (**tabell 13**) (Spearman $r_s = 0.382$, $n = 10$, $p = 0.276$), men en sesongvariasjon i fuglenes vektutvikling kan ha bidratt til å skjule en eventuell effekt av kondisjon på eggstørrelse.

3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess

Lundeeggenes kleketidspunkt fra år til år har variert innenfor en periode på nesten seks uker med tyngdepunkt i siste uke av juni (**tabell 8**). To forhold medvirker til å belyse variasjonen de siste årene: 1) hekkebelegget, dvs. hvor stor andel av parene som la egg, var langt mindre enn normalt i 1995-96 (trolig også i 1997), og 2) klekkesuksessen var uvanlig dårlig i 1994-96.

Gode, relative mål for hekkebelegg i de ulike år er foreløpig ikke beregnet, men vil kunne fremskaffes på grunnlag av innholdet i de reirene som sjekkes i flere år. En slik analyse er imidlertid ikke liketil, siden det er nødvendig å ta hensyn til at vår virksomhet har en viss effekt over tid. Jo oftere et reir er kontrollert, desto større er sannsynligheten for at fuglene graver reirgangen så dyp at vi ikke når helt inn til egg eller unge. Det er likevel ikke en stor andel av studiereirene som av denne grunn blir utilgjengelige fra et år til neste. Det var derfor en dramatisk endring at belegget i våre studiereir nesten var halvert fra 1994 til 1995, til tross for at hekkebestandens størrelse var stabil (**tabell 3**).

Tabell 8. Statistikk for kleketidspunkt i studiereirene på Røst i perioden 1978-97. Estimer for 1978-79 er basert på data publisert av Tschanz (1979). – Parameters of the timing of hatching in the nests studied at Røst in 1978-97. Estimates for 1978-79 are based on data published by Tschanz (1979).

År Year	Klekkedato (1. juni = 1) Hatching date (1 June = 1)				Avvik i dager fra Deviation in days from	
	Snitt Mean	SD SD	Median Median	n n	forrige år last year	alle år all years
1978	26.1	1.8	26	25	?	1.2
1979	23.2	2.5	23	31	-2.9	-1.7
1980	18.3	5.5	18	7	-4.9	-6.6
1981	16.5	8.7	14	11	-1.8	-8.4
1982	13.3	6.2	13	18	-3.2	-11.6
1983	10.6	5.8	11	66	-2.7	-14.3
1984	20.0	6.6	19	37	9.4	-4.9
1985	28.6	5.2	28	43	8.6	3.7
1986	22.8	4.5	23	59	-5.8	-2.1
1987	?	?	?	0	?	?
1988	30.2	6.3	30	24	?	5.3
1989	28.2	7.3	27	84	-2.0	3.3
1990	24.3	8.1	23	131	-3.9	-0.6
1991	25.0	3.9	25	138	0.7	0.1
1992	29.5	5.7	29	138	4.5	4.6
1993	24.8	4.4	24	131	-4.7	-0.1
1994	21.5	8.6	19	63	-3.3	-3.4
1995	(28.0)	–	(28)	1	(6.5)	(3.1)
1996	51.5	6.7	51	69	23.5	26.6
1997	30.7	4.1	30	144	-20.8	5.8
1978-97	24.9	8.6	24	19		

I 1995 var det også planlagt et hovedfagsstudium der en skulle studere foreldrenes investeringsvillighet ved økte belastninger i ungeperioden. Ideen var å manipulere noen par til å fostre opp to unger ved å la ungen veksle med en annen unge av samme alder om å være i reiret. Ungene skulle ombyttes én gang i døgnet, og den som ikke var i reiret skulle oppbevares i en ubenyttet reirgang uten å få mat. I praksis ville foreldrene oppleve dette som om de hadde en unge med dobbelt så stort matbehov som vanlig. For å få et tilstrekkelig utvalg reir til undersøkelsene i 1995 måtte vi derfor lete opp et uvanlig stort antall (223) nye reir der vi kunne nå inn til egget.

Siden hekkingen i 1995 sviktet tidligere enn noen gang (se nedenfor), lot det seg ikke gjøre å gjennomføre belastnings-eksperimentet. Studenten måtte velge en annen oppgave (Henriksen 1998) og det var derfor unødvendig å supplere med nye studiereir i 1996 og 1997. Sammenlignet med året før var det en svak reduksjon (13 %) i antall reir med innhold i 1996 (**tabell 2**). Dette antyder at hekkebelegget

var omtrent like dårlig som i 1995, siden bestanden også gikk noe tilbake (10 %). I 1997 var det en betydelig økning (27 %) i antall reir med innhold, noe som antyder at hekkebelegget var noe bedre enn i de foregående år. Siden det samtidig var en betydelig økning i bestandsstørrelsen (25 %), er det likevel sannsynlig at hekkebelegget var betydelig mindre enn normalt også i 1997.

På grunn av vår aktivitet i studiereirene er det ikke mulig å estimere den naturlige klekkesuksessen, men det var langt under forventning at vi i 1994 påviste unge i bare 34 % av de undersøkte reirene (72 av 212, Anker-Nilssen & Øyan 1995). Eksempelvis var den tilsvarende andelen 58 % (134 av 229) i 1993 og 64 % (148 av 233) i 1992, da klekkingen forløp normalt og frekvens og rutiner for reirsjekk var som i 1994. Dette viser at nær halvparten (estimat 44 %) av fuglene som normalt ville fullført rugingen, avbrøt hekkingen før klekking i 1994. Det er rimelig å anta at frafallet var størst blant de uerfarne hekkfuglene (som legger egg noe senere enn de mer erfarne). Som relativt mål for hele populasjonens hekketidspunkt er derfor det beregnede klekketidspunktet i 1994 (tabell 8) trolig et for tidlig estimat.

Både i 1994 og 1995 var unormalt mange av eggene i studiereirene kalde ved første kontroll i midten av juni. Dette vitner om at mange par oppga hekkingen allerede tidlig i rugeperioden. I 1995 ble minst halvparten av eggene lagt etter vår første reirsjekk i begynnelsen av juni, mens gjennomsnittlig eggleggingsdato i tidligere år alltid har vært i de første tre ukene av mai. Ungen i det eneste egget som klekket i 1995 så dagens lys 28. juni, og var således resultat av et par som hekket til normal tid. Dersom en representativ andel av eggene hadde klekket, ville imidlertid tyngdepunktet i klekkingen i 1995 antagelig ikke ha inntruffet før omkring 20. juli. Selv ikke i 1996 (se nedenfor) var eggleggingen så forsinket som i 1995.

Den store variasjonen i klekketidspunkt var i betydelig grad forårsaket av det avvikende året 1996, da hekkebelegget fremdeles var meget lavt og en svært liten andel av eggene klekket. Dårlige forhold tidlig i sesongen dette året var trolig en viktig årsak, et inntrykk som ble underbygget av uvanlig lave kroppsvekter for fugl kontrollert i kolonien i dagene 9-11. mai (kapittel 3.2). Mange fugler stod over hekkingen, og i likhet med året før utsatte minst halvparten av parene eggleggingen til langt ut i juni. Klekkingen i startet ikke før 7. juli og fortsatte helt til 3. august. I tidligere år er klekking aldri påvist etter 18. juli. Dette viser at nesten ingen av eggene som ble lagt i mai klekket. Det beregnede klekketidspunktet er derfor ikke helt representativt som mål for bestandens eggleggingstidspunkt i 1996. Dersom en normal andel av eggene hadde klekket, ville tyngdepunktet i klekkingen antagelig ha inntruffet 1-2 uker tidligere.

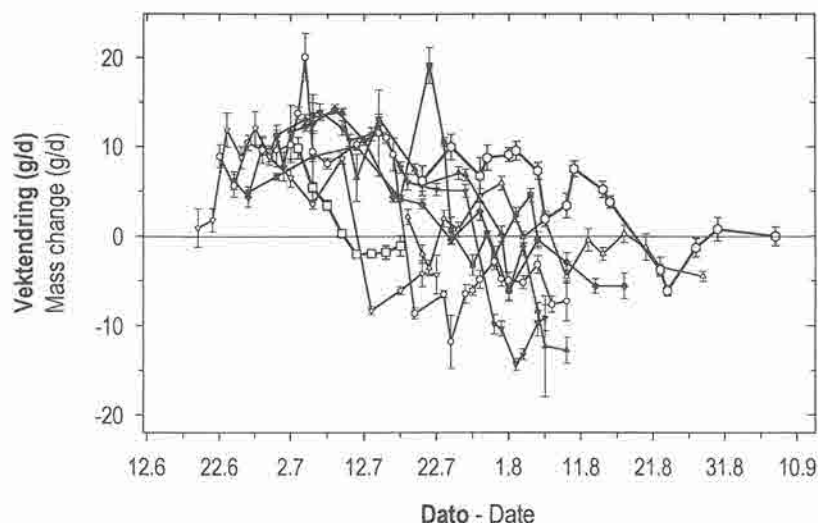
Selv om klekkingen i 1997 var den nest seneste som er registrert, foregikk den til et langt mer normalt tidspunkt enn året før og hadde tyngdepunktet innenfor en uke fra medianen for alle år. En liten stikkprøve den 12. mai antydte at fuglenes kondisjon like før egglegging var meget god og betraktelig bedre enn året før (kapittel 3.2).

Det dårlige hekketilslaget og den forsinkede hekkingen i 1995-96 må settes i sammenheng med den reduserte overlevelsen for etablerte hekkfugler som ble målt i 1994-96 (kapittel 3.5.2), og underbygger at forholdene for voksne fugler var dramatisk forverret i denne perioden. Det er grunn til å anta at hovedårsaken ikke var knyttet til forholdene i ungeperioden (Anker-Nilssen et al. i manus.). De lave kroppsvektene som ble målt 9-11. mai 1996 (snitt 446.7 g, SE = 6.1, $n = 18$, kapittel 3.2) vitner om dårlige forhold tidlig i hekkeperioden. Imidlertid var vektene for voksne fugler som oppholdt seg til havs 33 km vest-sørvest for Skomvær fyr 12. april samme år (snitt 531.9 g, SE = 6.7, $n = 28$) adskillig høyere ($t = 8.809$, $df = 44$, $p < 0.001$). Dette antyder at kondisjonsproblemet en måned senere ikke hadde vært et langvarig fenomen.

3.4.3 Ungevekst

Lundeungenes vekst var meget variabel fra år til år og innen hver sesong (figur 7-9). Det finnes ikke to år som kan karakteriseres som like, men noen iøynefallende hovedtrekk illustreres godt ved ungenes vektutvikling. I de fleste årene hadde vektkurven (i forhold til alder) en normal sigmoid form (figur 8), til tross for at vekstraten var svært variabel mellom år. Den store spredningen i hekketidspunkt vil virke til å glatte ut kurvene, men de indikerer likevel at endringene i næringstilgangen i slike år var mindre plutselige og mindre omfattende enn i år hvor vektkurven hadde en tydelig knekk (1984 og 1993-94). Når en betrakter vektutviklingen i forhold til dato (figur 7) trer omslagene i næringstilgangen tydeligere frem og viser at i den siste perioden med gode år (1989-92) var det likevel markerte omslag til dårlige forhold sent i sesongen. Selv om unger i god kondisjon normalt har et vekttap like før de forlater reiret, tilsier en stor spredning i ungenes alder til enhver tid at overgangen til en generell reduksjonsfase ikke kan forventes å inntreffe så brått.

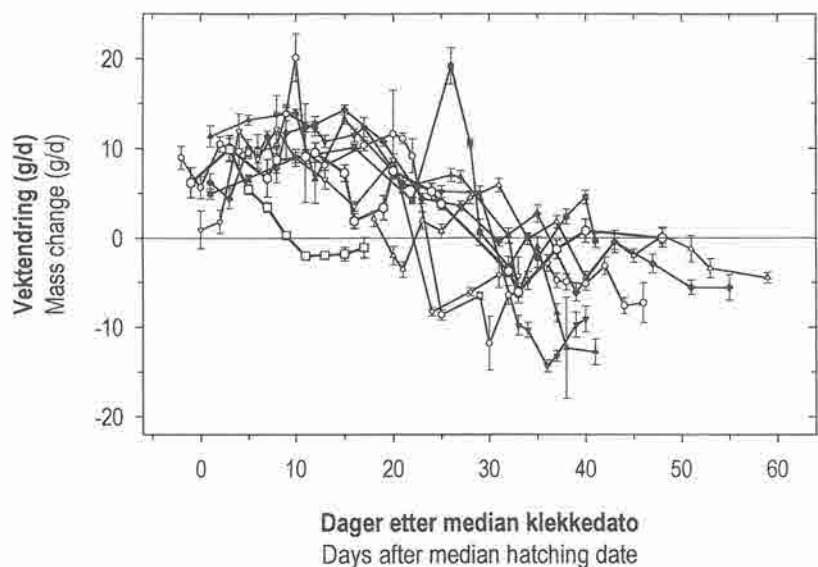
Veksten i årene etter 1985 viser med all tydelighet hvordan næringstilgangen til ungene som regel har sviktet fullstendig på et eller annet tidspunkt i ungeperioden og ikke tatt seg opp igjen senere i sesongen. Som regel har ungene avtatt i vekt når de har passert fire ukers alder, og bare i året hvor hekkingen var ekstremt sen (1996) var veksten positiv etter første uke av august (figur 7). Dette viser at det svært sjelden har vært tilfredsstillende næringsforhold



— 1988 (43, 478)
 — 1989 (74, 503)
 — 1990 (86, 737)
 — 1991 (86, 645)
 — 1992 (93, 531)
 — 1993 (73, 873)
 — 1994 (35, 275)
 — 1996 (43, 310)
 — 1997 (29, 131)

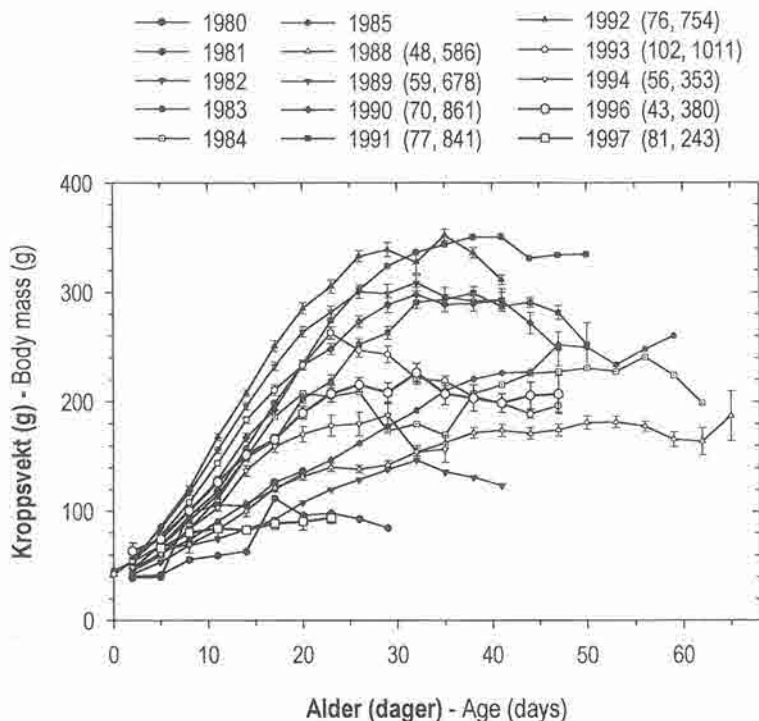
Figur 7

Gjennomsnittlig daglig vektendring ($g \pm 1$ SE) for lundeungene på Røst i 1996-97 (fete linjer) sammenlignet med tilsvarende data fra 1988-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Resultatene er vist i relasjon til dato (øverst) og dager etter median klekkedato (nederst). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål. Maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål er angitt for hvert år. – Mean daily change in body mass ($g \pm 1$ SE) for Puffin chicks at Røst in 1996-97 (bold lines) compared with similar data from 1988-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. The results are presented in relation to real date (top) and days after median hatching date (bottom). All plots are based on at least five individual measurements. The maximum number of measurements pr. plot and the total number of measurements are indicated for each year.

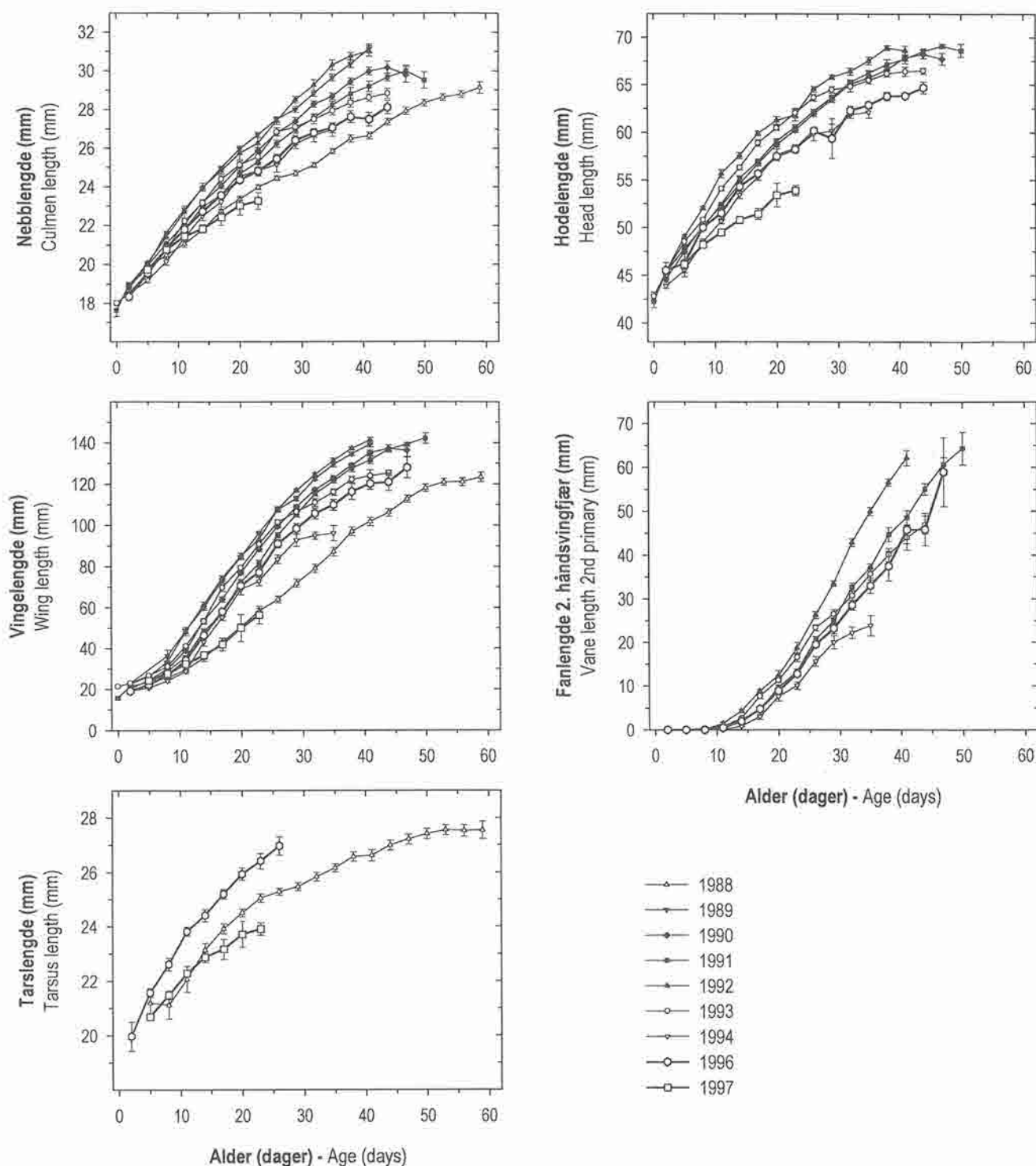


Figur 8

Lundeungenes vektutvikling ($g \pm 1$ SE) på Røst i 1996-97 (fete linjer) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med data fra 1980-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Kurvene for 1980-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål. Maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål er angitt for hvert år. – Development of body mass ($g \pm 1$ SE) of Puffin chicks at Røst in 1996-97 (bold lines) in relation to their age (days) compared with similar data from 1980-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. The curves for 1980-85 have been published by Anker-Nilssen (1987). All plots are based on at least five individual measurements. The maximum number of measurements per plot and the total number of measurements are indicated for each year.



— 1980 — 1985 — 1992 (76, 754)
 — 1981 — 1988 (48, 586) — 1993 (102, 1011)
 — 1982 — 1989 (59, 678) — 1994 (56, 353)
 — 1983 — 1990 (70, 861) — 1996 (43, 380)
 — 1984 — 1991 (77, 841) — 1997 (81, 243)



Figur 9

Gjennomsnittlige vekstkurver ($\text{mm} \pm 1 \text{ SE}$) for lundeungenes utvikling av nebb lengde, hodelengde (inkl. nebb), vingelengde, utbrutt fjærfan (på lengste håndsvingfjør) og tarslengde på Røst i 1996-97 (fete linjer) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med tilsvarende data fra 1988-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Tilsvarende kurver for 1980-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987) for noen av variablene. Alle plott er basert på minst fem individuelle mål, men utvalgsstørrelsen er gjennomgående noe lavere enn i figur 8 fordi noen av variablene periodevis bare ble målt ved hver annen kontroll. – Mean growth curves ($\text{mm} \pm 1 \text{ SE}$) for the length development of culmen, head+bill, wing, vane of longest primary pen, and tarsus of Puffin chicks at Røst in 1996-97 (bold lines) in relation to their age (days) compared with similar data from 1988-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Similar curves for 1980-85 have been published by Anker-Nilssen (1987) for some of the variables. All plots are based on at least five individual measurements, but samples sizes are in general somewhat lower than in Figure 8, as some variables were periodically only measured during every second control.

etter at juli er passert. I 1997 inntraff omslaget til dårlige forhold allerede i første uke av juli, dvs. omtrent like tidlig som i 1982 (Anker-Nilssen 1987). Med unntak av 1995 (da hekkingen brøt sammen før klekking) er det ikke påvist så tidlig næringssvikt siden årene 1978-81, da hekkingen startet 1-2 uker tidligere enn i 1997.

Ungenes morfometriske utvikling gjenspeiler også de dårlige forholdene i 1996 og 1997 (figur 9). Veksten i 1997 skiller seg ut som den dårligste siden 1988. Som vist eksperimentelt av Øyan & Anker-Nilssen (1996) var veksten av ungenes ekstremiteter (indikert ved vingelengde og tarslengde) sterkt påvirket av liten tilgang på næring. At det også var en påfallende kraftig retardasjon av hodeveksten i 1997 viser at ungenes muligheter til å bufre dårlige tider med allokering av vekst til de viktigste kroppsdeler (Øyan & Anker-Nilssen 1996) reduseres dramatisk eller opphører når næringstilgangen blir ekstremt dårlig.

3.4.4 Hekkesuksess

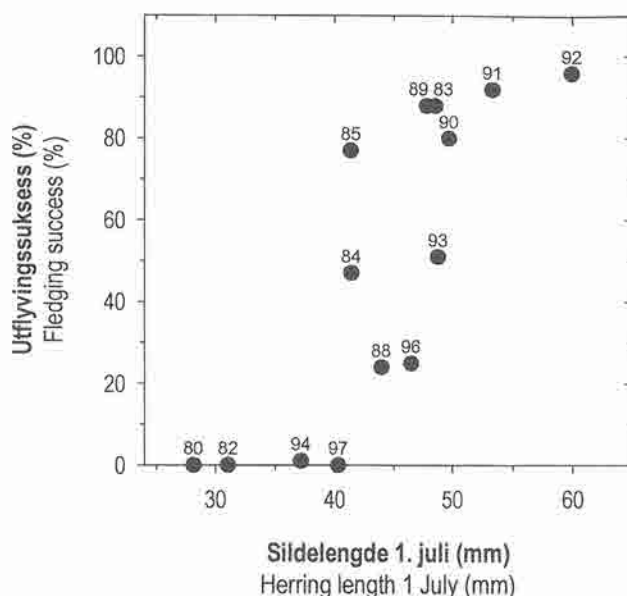
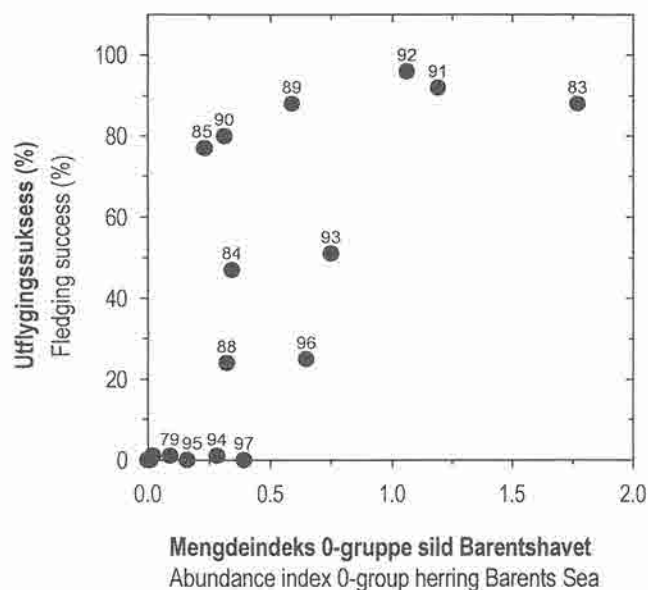
Lundenes hekkesuksess har variert sterkt fra år til år (tabell 9). Hekkeresultatet måles som utflygingssuksess, definert som andel klekte unger som forlater reiret. Det er normalt en viss dødelighet av unger i forbindelse med klekkingen. Sjekkingen av reir i denne perioden gjøres så skånsomt som mulig (f.eks. tas ungene ikke ut dersom det er eller kan være voksenfugler tilstede), men det kan likevel ikke utelukkes at enkelte nyklekte unger er forlatt som følge av vår virksomhet. Unger som omkom uten å øke i vekt etter klekking er derfor utelatt fra analysen, såfremt de ikke med sikkerhet var alene ved våre reirbesøk. Siden det er vel så sannsynlig at disse ungene omkom av naturlige årsaker, var den virkelige utflygingssuksessen i enkelte år trolig litt dårligere enn resultatene i tabellen tilsier. I 1994 var det ekstra vanskelig å vurdere slikt frafall, fordi dødeligheten like etter klekking var langt høyere enn normalt som følge av dårlig næringstilgang. For de ni årene med total ungedødelighet, ble resultatene bekreftet av en rekke andre observasjoner i kolonien (bl.a. de voksne fuglenes adferd).

I 1995 og 1997 klarte ingen av parene i studiereirene å fostre opp en unge. Den nær fullstendige svikten i klekking og mangelen på matingstrafikk i 1995 utelukker at det vokste opp en eneste lundeunge på Røst dette året. Heller ikke i 1997 registrerte vi noe som tydet på at andre unger overlevde reirtiden, men siden en og annen lunde enda matet da vi avsluttet feltarbeidet i midten av august, kan det ikke avskrives helt at enkelte par lyktes. Denne fraksjonen kan imidlertid maksimalt ha vært i størrelsesorden en tiendedels promille av bestanden, og har ingen betydning for bestandsutviklingen eller tolkningen av resultatene.

Tabell 9. Beregnet utflygingssuksess for lunde på Røst i 1978-97 og tilhørende datagrunnlag (antall studiereir med kjent utfall, hvorav reir forlatt som følge av forstyrrelse er utelatt). Estimatenes for helt mislykkede år ble også bekreftet av en rekke andre observasjoner. – Estimated fledging success of Puffin chicks at Røst in 1978-97 and the corresponding sample sizes (no. of study nests with known outcome, excluding those abandoned due to disturbance). The estimates for completely failed seasons were also confirmed by several other observations.

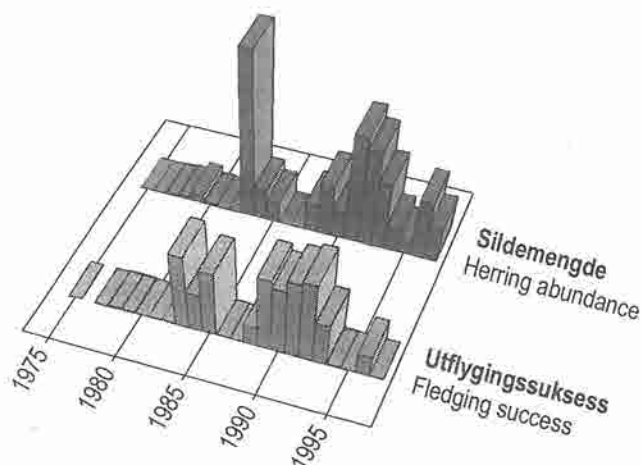
År Year	Utflygings- suksess (%) Fledging success (%)	n n	Publisert av Published by
1978	0	25	Tschanz 1979
1979	0	31	Tschanz 1979
1980	0	5	Anker-Nilssen 1987
1981	0	10	Anker-Nilssen 1987
1982	0	11	Anker-Nilssen 1987
1983	88	57	Anker-Nilssen 1987
1984	47	32	Anker-Nilssen 1987
1985	77	31	Anker-Nilssen 1987
1986	0	72	Anker-Nilssen 1992
1987	0	8	Anker-Nilssen 1992
1988	24	50	Anker-Nilssen & Lorentsen 1990
1989	88	83	Anker-Nilssen 1992
1990	80	92	Anker-Nilssen 1992
1991	92	99	Anker-Nilssen 1992
1992	96	121	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1993	51	92	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1994	2	55	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1995	0	1	
1996	25	67	
1997	0	150	
Snitt Mean	35	55	

Ved å benytte samme analysemetode som Anker-Nilssen & Øyan (1995), var den positive sammenhengen mellom lundenes hekketidspunkt og hekkesuksessen i foregående sesong fremdeles signifikant når data for 1996-97 ble lagt til (Spearman $r_s = 0.575$, $n = 15$, $p = 0.025$). Forholdet viser at lundene starter hekkingen tidligere i år etter mislykkede sesonger enn etter vellykkede år. I denne analysen er data for endring av hekketidspunkt mellom 1994-95 og 1995-96 utelatt av hensyn til den lave utvalgsstørrelsen i 1995 (tabell 8). Resultatet endres ikke om hekketidspunktet i 1996 var 1-2 uker tidligere enn klekkedataene indikerer, slik det er argumentert for i kapittel 3.4.2. En sammenheng mellom hekkeresultat og neste års hekkestart er et interessant fenomen som bidrar til å belyse kostnadene ved hekkefuglenes reproduktive investeringer (jf. diskusjonen i kapittel 4.1.1, Erikstad et al. 1998b og Anker-Nilssen et al. i manus).



Figur 11

Sammenhengen mellom ungenes utflygningssuksess (antall utflyet pr. egg klekket) i 14 ulike år i perioden 1980-97 og gjennomsnittlig lengde (mm) av 0-gruppe sild i de voksne lundenes nebbporsjoner på Røst 1. juli samme år. Utflygingsdata for 1975-85 er basert på Lid (1981) og Anker-Nilssen (1987). – The relationship between the fledging success of chicks in 14 different years during 1980-97 and the mean length (mm) of 0-group herring in food loads from adult Puffins at Røst on 1 July of the same years. Fledging data from 1975-85 are based on Lid (1981) and Anker-Nilssen (1987).



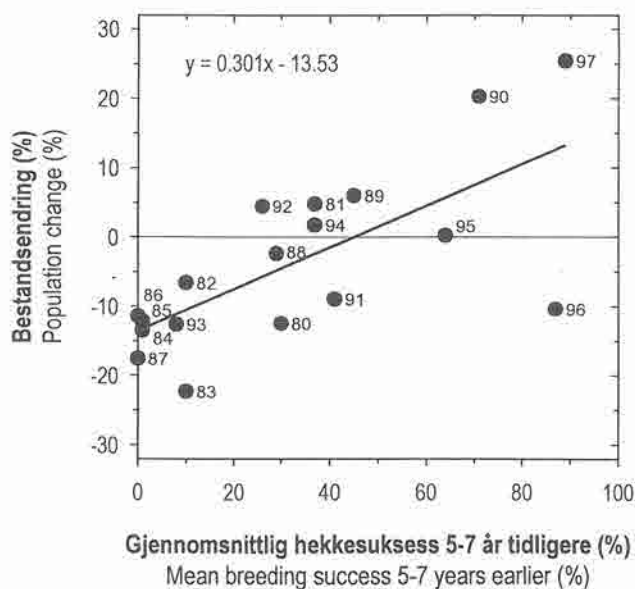
Figur 10

To måter å visualisere sammenhengen mellom utflygningssuksess (antall unger utflyet pr. egg klekket) for lundeunger på Røst somrene 1975-97 og Havforskningsinstituttets mengde-estimer (logaritmisk indeks) for forekomst av 0-gruppe sild i Barentshavområdet i august-september samme år. Utflygingsdata for 1975-85 er basert på Lid (1981) og Anker-Nilssen (1987), mens indekser for sild er gitt av Toresen (1985) og Anon. (1998). I den øverste figuren ligger åtte plott tett ved origo. – Two ways of visualising the relationship between fledging success of Puffin chicks at Røst in the summers of 1975-97 and fisheries research abundance estimates (logarithmic index) of first-year (0-group) herring in the Barents Sea and adjacent waters in August-September of the same years. Fledging data from 1975-85 are based on Lid (1981) and Anker-Nilssen (1987), whereas herring indices are from Toresen (1985) and Anon. (1998). In the upper graph, eight plots are situated close to the origin.

Lundenes hekkesuksess var nøye korrelert med årsklassestyrken for 0-gruppe sild målt i Barentshavet 1-2 måneder senere (Spearman $r_s = 0.831$, $n = 22$, $p < 0.001$, figur 10). En yngelindeks på omtrent 0.25 markerte en nedre terskelgrense for hekkesuksess. Svakere årsklasser var alltid ledsaget av fullstendig eller så godt som fullstendig hekkesvikt (11 år). Med indekser i intervallet 0.2-0.8 var hekkesuksessen svært variabel (god i tre år, moderat i to år og dårlig eller manglende i fire år), mens sterkere sildeårsklasser alltid var ledsaget av god hekkesuksess (tre år).

En vel så god prediktor for hekkesuksessen var størrelsen på sild i lundeungenes diett. Standardisert som gjennomsnittlig lengde pr. 1. juli hvert år (beregnet ved lineær regresjon, jf. figur 5), var det gode samsvaret mellom sildelengde og hekkesuksess opprettholdt (Spearman $r_s = 0.884$, $n = 14$, $p < 0.001$, figur 11). Dette er ikke uventet siden sildeyngelens vekstvilkår vil være helt avgjørende for dens overlevelse, slik det også tydelig fremgår av den gode korrelasjonen i figur 6.

Bestandsendringen mellom påfølgende år er fremdeles best positivt korrelert med lundenes hekkesuksess 5-7 år tidligere (Pearson $r^2 = 0.490$, $n = 18$, $p = 0.001$, figur 12), noe dårligere korrelert med hekkesuksessen 6-8 år tidligere ($r^2 = 0.288$, $n = 18$, $p = 0.022$) og svakt korrelert med hekkesuksessen 4-6 år tidligere ($r^2 = 0.210$, $n = 18$, $p = 0.056$). Når korrelasjonene ble gjort år for år var forholdet enhalet signifikant i forhold til hekkesuksess både fem, seks og syv år tidligere (henholdsvis $r^2 = 0.396$, $p = 0.003$, $r^2 = 0.167$, $p = 0.046$ og $r^2 = 0.311$, $p = 0.008$). Ingen andre korrelasjoner var signifikante når samme type analyse ble gjort i forhold til hekkesuksess 15 år tilbake og fem år fremover i tid, hverken med data år for år eller med hekkesuksess som treårs løpende gjennomsnitt. Dette gjelder også forholdet mellom bestandsutvikling og hekkesuksessen 1-3 år senere ($r = 0.357$, $n = 15$, $p = 0.191$) der Anker-Nilssen & Øyan (1995) påviste en positiv korrelasjon i materialet frem til 1994. Det var heller ingen tendens til negativ sammenheng mellom bestandsutvikling og hekkresultatet i samme år ($r = -0.027$, $n = 18$, $p = 0.916$), slik en kan forvente om nyetablerte hekkefugler har vesentlig dårligere suksess enn erfarne fugler.



Figur 12

Årlige endringer i hekkebestandens størrelse i 1979-97 i relasjon til lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess (målt som ungenes utflygingssuksess) 5-7 år tidligere. Regresjonen er statistisk signifikant ($r^2 = 0.490$, $n = 18$, $p = 0.001$). – Annual changes in breeding numbers in 1979-97 in relation to the Puffins' mean breeding success (as measured by fledging success of chicks) 5-7 years earlier. The regression is statistically significant ($r^2 = 0.490$, $n = 18$, $p = 0.001$).

I den klare sammenhengen mellom bestandsutvikling og hekkesuksess 5-7 år tidligere, peker 1996 peker seg ut som et spesielt avvikende år (figur 12). Den gode reproduksjonen i 5-7 år tidligere (1989-91) burde ha resultert i en betydelig oppgang i bestanden, mens det i stedet ble registrert en reduksjon i antall okkuperte reirganger på 10 %. Sett i sammenheng med at 1997 avviker betydelig i motsatt retning, indikerer dette at de dårlige forholdene i 1995 og 1996 gjorde at mange fugler unnlot å hekke. Den sene eggleggingen i begge år (samt de små eggene i 1995) tyder på at det primært var etablerte hekkefugler som stod over hekkingen, men ekstremt dårlig kondisjon for hekkefuglene (jf. bl.a. den økte voksendødeligheten etter 1994, kapittel 3.5.2) kan tenkes å gi seg utslag både i forsinket og dårlig eggutvikling. Det er derfor ikke mulig å avskrive at det faktisk var de potensielle rekruttene som utsatte første hekking ett eller to år. Førstegangshekkende fugler starter gjerne å hekke senere på sesongen enn etablerte fugler, og kan dermed unngå å bli taksert i sitt første hekkeår siden bestandstakseringen foregår tidlig i eggleggingsperioden.

Regresjonslinjen i figur 12 har nullpunkt ved en utflygings-suksess på 45 %. Dette er et omtrentlig estimat for hvilken hekkesuksess bestanden i gjennomsnitt trenger for å holde seg stabil, gitt den overlevelsen unge og voksne fugler har erfart siden 1979.

3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating

Ungenes kondisjon ved slutten av reirperioden har variert kraftig fra år til år (tabell 10). Det var en signifikant tendens til negativ korrelasjon mellom gjennomsnittlig sistevekt og alder på de ungene som forlot reiret (enheten Pearson $r^2 = 0.341$, $n = 9$, $p = 0.049$). I denne analysen ble 1994 utelatt pga. for liten utvalgsstørrelse. Tilsvarende god korrelasjon ble ikke påvist for de andre størrelsesvariablene som er oppgitt i tabellen (enhetlede Pearson-korrelasjoner, vingelengde: $r = -0.220$, $n = 7$, $p = 0.318$, nebb lengde: $r = -0.301$, $n = 9$, $p = 0.216$, hode+nebb: $r = 0.102$, $n = 5$, $p = 0.435$), eller for utbrutt fan på ungenes lengste håndsvingfjær i 1991-94 (enheten Pearson $r = -0.344$, $n = 4$, $p = 0.328$). Dette indikerer at ungenes kondisjon er en viktig proksimat faktor for reirtidens lengde, men antyder også at de må nå visse minstemål i utvikling av viktige kroppsdelar før utflyging er mulig. At det ikke var antydning til korrelasjon for lengden av hode+nebb, støtter de eksperimentelle studiene til Øyan & Anker-Nilssen (1996) som viste at ungene allokerte vekst til utvikling av hodet ved dårlig tilgang på næring. Trolig er denne vekstallokeringen utviklet slik at den maksimerer ungenes overlevelsessjanser i dårlige tider. Dette kan skje både ved at reirtiden blir så kort som mulig (i forhold til utviklingsfysiologiske minstekrav), og ved at ungene blir bedre rustet til å klare seg den første kritiske tiden på sjøen.

Tabell 10. Reirtid og sluttkondisjon for unger i studiereirene i årene 1983-84, 1988-94 og 1996. Gjennomsnittlig differanse i tid (døgn) mellom siste sjekk og utflyging er angitt i parentes etter ungenes alder ved siste sjekk. Unger som med sikkerhet eller stor sannsynlighet døde i reiret er ikke medregnet. – Fledging period and final condition of chicks studied in 1983-84, 1988-94 and 1996. The average time spans (in days) between the last check and fledging are indicated in brackets after the chick's age at the last check. Chicks that died in the nest (or probably did so) are not included.

År Year	Reirtid (døgn) Fledging period (days)			Alder ved siste sjekk (diff.)		Vingelengde (mm) Wing length (mm)			Nebblengde (mm) Culmen length (mm)			Hode + nebb (mm) Head + bill (mm)			Kroppsvekt (g) Body mass (g)		
	Snitt Mean	SE	n	Age at last check (diff.)		Snitt Mean	SE	n	Snitt Mean	SE	n	Snitt Mean	SE	n	Snitt Mean	SE	n
1983	44.4	0.58	50	42.7 (1.7)	–	–	–	–	30.5	0.18	50	–	–	–	330.1	4.31	50
1984	50.9	1.45	15	49.9 (1.0)	–	–	–	–	28.6	0.24	15	–	–	–	232.2	7.19	15
1988	60.3	1.98	10	58.1 (2.2)	128.4	2.92	12	–	29.6	0.68	5	–	–	–	197.3	8.52	12
1989	39.3	0.37	72	37.8 (1.5)	133.4	1.20	75	–	30.1	0.18	75	–	–	–	271.8	6.62	75
1990	44.5	0.34	76	42.6 (1.9)	138.5	0.87	74	–	30.3	0.15	74	68.3	0.23	74	285.9	5.57	74
1991	46.2	0.34	84	44.5 (1.7)	140.0	0.97	44	–	30.2	0.20	25	69.3	0.30	25	291.0	4.99	44
1992	39.8	0.37	113	37.6 (2.3)	134.6	1.03	77	–	30.6	0.16	71	68.2	0.23	71	323.0	4.32	113
1993	42.9	0.66	46	41.8 (1.1)	125.7	2.90	11	–	28.9	0.32	11	67.1	0.52	11	205.8	5.50	36
1994	49	–	1	48 (1.0)	129	–	1	–	29.2	–	1	67	–	1	208	–	1
1996	45.2	1.62	17	42.1 (3.2)	125.5	2.59	17	–	28.3	0.23	13	64.8	0.46	13	228.4	8.22	17

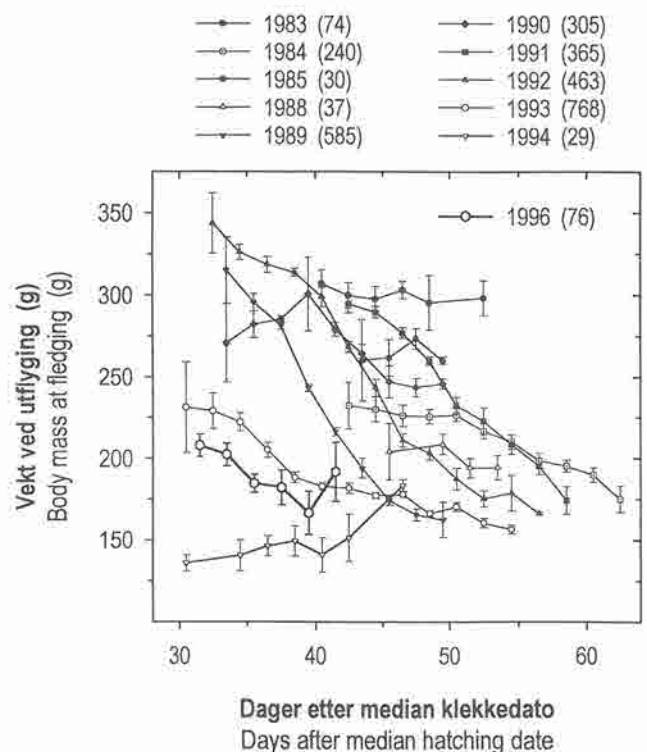
Undersøkelsen avslørte også en tydelig preferanse for lagring av underhudsfett, antagelig fordi dette vil ha termoregulatorisk betydning for unger med dårlig utviklet fjærdrakt.

I allokeringsprosessen prioriteres veksten av ekstremitetene i angitt rekkefølge: skalle, nebb, arm, føtter, vingefjær, mens det ikke var noen preferanse for kroppsvekt (Øyan & Anker-Nilssen 1996). Dette vil m.a.o. bidra til å motvirke en sammenheng mellom ungens reirtid og nebb-lengde ved utflyging og (i noe mindre grad) mellom reirtid og vingelengde ved samme tidspunkt, men vil altså ikke påvirke forholdet mellom reirtid og kroppsvekt i betydelig grad. De skisserte resultatene av langtidsstudiene på Røst er i godt samsvar med dette og bidrar til å underbygge gyldigheten av mønsteret for vekstallokeringer som er påvist eksperimentelt (Øyan & Anker-Nilssen 1996).

Figur 13

Variasjonen i kroppsvekt ($g \pm 1$ SE) for lundeunger ved reirforlating på Røst i 1996 (fete linjer) sammenlignet med tilsvarende data fra 1983-85 (etter Anker-Nilssen 1987) og 1988-94. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Plottet for 1994 ble uteglemt i forrige rapport (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Årlige utvalgss størrelser er angitt. – The variation in body mass ($g \pm 1$ SE) of Puffin fledglings at Røst in 1996 (bold lines) compared to similar data from 1983-85 (after Anker-Nilssen 1987) and 1988-94. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. The plot for 1994 was left out in the previous report (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Annual sample sizes are indicated.

De første ungene som forlot kolonien var som regel i langt bedre kondisjon enn de som gikk ut senere i sesongen (figur 13). Dette var opplagt en direkte følge av at de siste ungene generelt erfarte en lengre sulteperiode enn de første, selv om eventuelle endringer i utflygingsalder utover i hver enkelt sesong vil ha påvirket dette forholdet noe. De få ungene som forlot reiret i 1994 var imidlertid alle i



ekstremt dårlig kondisjon, og svært mange (de fleste?) omkom før de nådde sjøen. I 1996 avtok kroppsvektene tydelig gjennom det meste av utflygingsperioden, men gjennomsnittet var hele tiden lavere enn laveste vekt blant unger som beviselig har overlevd den første tiden på sjøen. Rekorden innehas av en unge som veide 220 g da den forlot Hernyken 5.8.84 og som ble påvist i live (ringen avlest med teleskop) samme sted 10 år senere.

3.5 Overlevelse

3.5.1 Ungfuglenes overlevelse

Fremdeles er bare 16 av de 2726 lundeungene som er merket ved reirforlating på Hernyken siden 1983 gjenfunnet på en slik måte at de må ha overlevd de første månedene på sjøen. Anker-Nilssen & Øyan (1995) viste at disse ungene var i klart bedre kondisjonen enn de som ikke ble gjenfunnet.

I tillegg er nå seks av de 701 ungene som ble merket i reiret funnet igjen etter å ha overlevd mer enn to måneder på sjøen. Skjebnet til fem av disse ungene er beskrevet av Anker-Nilssen & Øyan (1995). Den sjette fuglen ble skutt på Færøyene i sitt sjette leveår. Morfometriske mål for disse ungene 1-2 dager før reirforlating (vingelengde: 138.7 mm, $SD = 2.1$, $n = 3$, nebbelengde: 30.4 mm, $SD = 1.2$, $n = 5$, vekt 297.0 g, $SD = 19.2$, $n = 5$) viste at de forlot kolonien i vel så god kondisjon som de andre ungene som beviselig overlevde (jf. Anker-Nilssen & Øyan 1995).

At gjenfunnsraten for ringmerkede unger er så lav som 0.6 % (22 av 3501 i perioden 1983-96) skyldes nok først og fremst at lundene er ekstremt pelagiske og spredt over store havområder utenom hekkesesongen, og at de ellers er svært stedtro til kolonien. Bare to av fuglene ble funnet i nærheten av andre lundekolonier i hekketiden. Den ene ble fanget på Island i juli som femåring. Den andre ble funnet død på Hebridene i juli som ettåring, men den ble ikke funnet i fersk tilstand. Den store hekkebestanden på Røst bidrar sterkt til å redusere sjansen for at et yngre individ med ring blir oppdaget. Dessuten opptrer ungfuglene bare sporadisk i kolonien, og det er ikke enkelt å avlese lunderinger med teleskop i felt. Likevel ble 11 (50 %) av ungene som er omtalt ovenfor gjenfunnet på denne måten (3 etter 3 år, 2 etter 4 år, 6 etter 5 år og 1 etter 10 år), mens bare to er kontrollert i nett (etter 3 og 5 år). Fullt utfargede fugler med ring er så tallrike at det ikke er en prioritert oppgave å avlese deres ringer i felt, og resultatene av nettfangsten hvert år antyder at utbyttet ville bli heller magert (2473 fangster av ringmerkede fugler med typisk adulte karakterer, avslørte ingen som var merket som unge).

Her må likevel tilføyes at regulær nettfangst bare foretas i en liten del av det området som undersøkes for merking av reirforlatende unger. Det største antallet unger er merket i sørenden av skaret på Hernyken, der ungerusen settes opp. Intensivert merkefangst i dette området vil trolig være den beste metoden for å øke materialet på overlevelse for ungfugler. Samme sted foretok Svein Myrberget det meste av sine merkinger i årene 1965-69. Sannsynligheten for å dokumentere at noen av dem ennå er i live er derfor også størst på denne lokaliteten.

3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse

Det er ingen tvil om at enkelte lunder blir svært gamle. En lunde merket som reirforlatende unge av Svein Myrberget på Hernyken 24. august 1965, ble funnet nylig drept av svartbak i samme koloni 27. juli 1997, 32 år gammel. Dette er hittil den høyeste dokumenterte alder for en lunde her i landet. Et annet individ, som var merket som reirunge 19. august 1966, ble fargemerket i demografifeltet på Hernyken 22. juli 1996. Denne fuglen ble senest observert i beste velgående 6. juli 1997, 31 år gammel. Den vil bli Norges eldste kjente lunde om vi ser den igjen etter 22. juli 1998.

For bestandens utvikling er det, naturlig nok, fuglenes generelle overlevelse som er avgjørende. Overvåkingen av de voksne lundenes overlevelse på Røst har foregått siden 1990 ved regelmessig observasjon av fugler merket med individuelle fargekoder. Noen nye fugler fargemerket hvert år, slik at det til enhver tid er omkring 140-180 individer med fargekoder. Bare fugler som hekker innenfor et ca 600 m² stort prøvefelt på Hernyken blir merket med fargeringer. Som del av et nasjonalt program er demografi-prosjektets metoder og resultater rapportert i egne rapporter (Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994, 1998a). Her gis derfor bare en oppdatert presentasjon av hovedresultatene for lundene på Røst, siden de er svært sentrale for bestandens utvikling.

Foreløpig er det bare operert med én kategori voksne fugler (hekkende). Det er derfor kun fire modeller for tidsvariasjon fra år til år som kan testes innbyrdes i SURGE-programmet (Pradel & Lebreton 1991):

- ✓ Modell 1: Både overlevelse og fangbarhet er variable
- ✓ Modell 2: Konstant overlevelse og variabel fangbarhet
- ✓ Modell 3: Variabel overlevelse og konstant fangbarhet
- ✓ Modell 4: Både overlevelse og fangbarhet er konstante

Modellene sammenlignes statistisk ved beregning av AIC-verdier (se Lebreton et al. 1992). Modellen med den laveste AIC-verdien passer dataene best. Det fullstendige datasettet for lunder på Røst i 1990-97 (observasjonsdata supplert med materiale fra nettfangst) ga AIC-verdier på

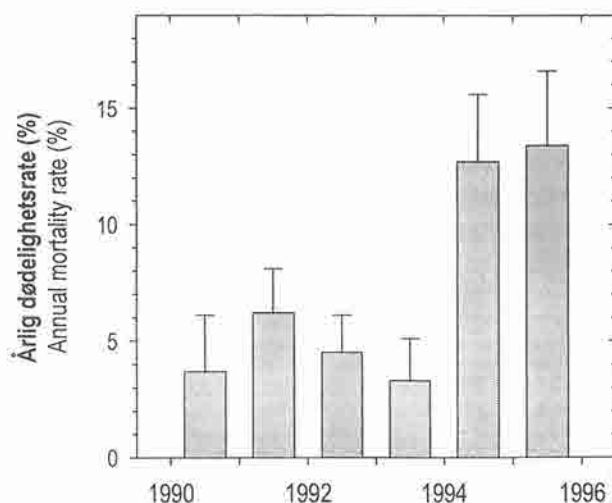
Tabell 11. Estimert overlevelse og fangbarhet for hekkende lunder på Heryken. Verdiene er beregnet ved hjelp av programmet SURGE og er angitt i prosent ± 1 SE. Modellvalget for beregningene er forklart i teksten. – Annual survival and recapture rates (expressed as percentages ± 1 SE) for Puffins breeding on Heryken estimated using SURGE. The choice of models underlying the results is explained in the text.

Årlig overlevelse Annual survival rate			Årlig fangbarhet Annual recapture rate			Individer registrert Individuals registered
Periode Period	Estimat Estimate	SE	År Year	Estimat Estimate	SE	
1990-91	96.3	2.4	1991	92.3	3.3	64
1991-92	93.8	1.9	1992	96.9	1.4	163
1992-93	95.5	1.6	1993	91.9	2.1	165
1993-94	96.7	1.8	1994	89.2	2.5	155
1994-95	87.3	2.9	1995	83.2	3.2	133
1995-96	86.6	3.2	1996	88.5	3.0	123
1996-97	—	—	1997	—	—	131

henholdsvis 1180.1, 1188.62, 1188.57 og 1198.0 for modellene 1-4. Modellen hvor både overlevelse og fangbarhet varierte fra år til år (modell 1) var altså den beste. Denne modellen tillater beregning av overlevelse i hvert tidssteg og fangbarhet i hvert år for hekkende fugler i demografifeltet på Heryken, med unntak av siste tidssteg og år, hvor de to parametrene ikke kan skilles (tabell 11). Modell 1 var signifikant bedre enn de øvrige modeller (i forhold til nest beste modell: $\chi^2 = 18.43$, $df = 5$, $p = 0.003$). Biologisk sett er det også forventet at modell 1 skal passe lundedataene best. For det første har det ikke vært praktisk mulig å standardisere observasjonsinnsatsen i forhold til fuglenes opptreden i kolonien. Derfor må en forvente at sannsynligheten for å oppdage et individ som er i live ikke er like stor hvert år. Modell 3 og 4 bør derfor forkastes i utgangspunktet, siden de forutsetter konstant fangbarhet. Biologisk sett er det også usannsynlig at overlevelsen skal være konstant mellom år, selv om variasjonen ikke nødvendigvis er så stor at den kommer til uttrykk i modellresultatene.

Overlevelsen var dramatisk redusert i de to siste tidsstegene (tabell 11, figur 14). Resultatene viser at dødelighetsraten var tre ganger så høy i 1994-96 (gjennomsnittlig 13.1 % pr. år) som i de foregående fire årene (gjennomsnittlig 4.4 % pr. år). Om den vedvarer vil reduksjonen i overlevelse alene halvere hekkebestanden i løpet av 7.5 år, dersom den ikke kompenseres med økt rekruttering.

Ved hjelp av diskriminantfunksjon D_1 i kapittel 3.7 er det mulig å kjønnsbestemme samtlige fargemerkede fugler med en sikkerhet på nær 87 %. Dette tillater en analyse av



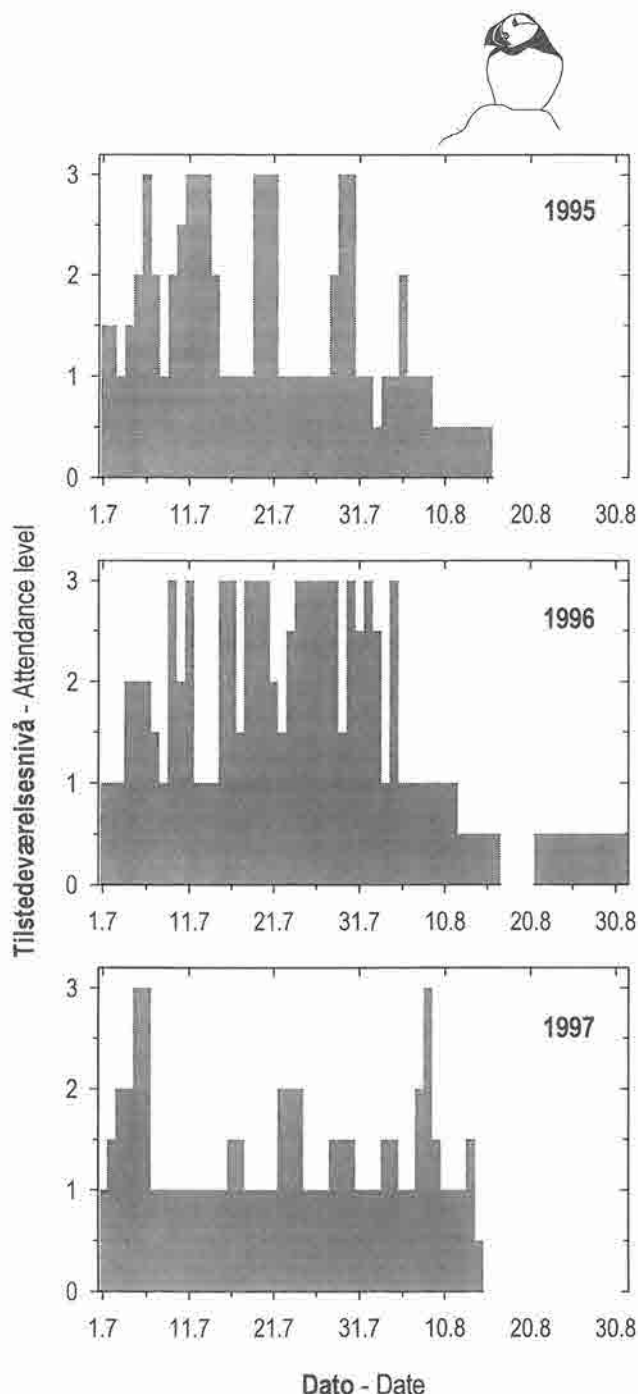
Figur 14

Årlige dødelighetsrater for hekkende lunder på Heryken i 1990-96, angitt i prosent ± 1 SE (data fra tabell 11, dødelighet = 100 % minus overlevelse). – Annual mortality rates of breeding Puffins at Heryken in 1990-96, expressed as percentages ± 1 SE (data from Table 11, mortality = 100 % minus survival).

eventuelle forskjeller i overlevelse mellom hanner og hunner. Siden kjønnenes reproduktive investering er ulik, er det sannsynlig at dette gir seg utslag i ulik overlevelse. Hvordan en eventuell kjønnsforskjell i overlevelse varierer med ulike miljøforhold, vil kunne styrke vår forståelse av hvilke strategier lundene har for å takle stokastisiteten i miljøet. Imidlertid har prosjektet foreløpig ikke hatt nok ressurser til å prioritere denne analysen.

3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse i kolonien

Med støtte i resultater fra hovedfagsarbeidet til Otnes & Skjold (1992) viste Anker-Nilssen & Øyan (1995) at den kvalitative vurderingen av antall lunder tilstede i kolonien fra dag til dag er et robust mål for lundenes opptreden. De viste også at i forhold til klekketidspunktet forlot lundene kolonien vesentlig senere i perioden 1981-85, da bestanden manglet rekruttering og voksendødeligheten trolig var høyere enn normalt, enn i perioden 1988-94, da bestanden hadde rekruttering i de fleste år og voksenoverlevelsen var jevnt god. Oppdatert med resultater fra perioden 1996-97 (figur 15) er dette forholdet stadig like påtakelig dersom disse årene tilføres den siste gruppen (tabell 12, Mann-Whitney $Z = -2.785$, $n_1 = 4$, $n_2 = 9$, $p = 0.005$). Dette er imidlertid ikke uten videre rimelig. Selv om det var grunnlag for rekruttering i alle år etter 1994, var overlevelsen svært dårlig i perioden 1994-96 (kapittel 3.5.2). Dersom 1996 grupperes



Figur 15

Daglig variasjon i maksimumsantall av voksne lunder observert i kolonien på Hernyken gjennom juli og august i 1995-97, vurdert på en kvalitativ skala hvor 0 indikerer ingen fugler registrert og 1, 2 og 3 indikerer henholdsvis få, middels høye og meget høye antall. Perioder med manglende data er plottet som åpne rom (uten akselinje). Tilsvarende data fra perioden 1981-94 er rapportert av Anker-Nilssen & Øyan (1995). – Day-to-day variations in peak numbers of adult Puffins observed attending the colony at Hernyken during July and August in 1995-97, as assessed on a qualitative scale where 0 indicates no birds registered, and 1, 2 and 3 indicates low, medium and large numbers, respectively. Periods of missing data are plotted as open spaces (no axis line). Similar data from the period 1981-94 are reported by Anker-Nilssen & Øyan (1995).

Tabell 12. Siste dager i ulike sesonger hvor større antall lunder (nivå 2 = middels høye antall, nivå 3 = meget høye antall) var tilstede i kolonien på Hernyken. Opplysningene er bare tatt med såfremt materialet gjorde det mulig å utelukke at tilsvarende gode dager inntraff senere i sesongen. De siste toppene i 1985 og 1988 ble loggført som nivå 2.5. – Last days in different seasons when significant numbers of Puffins (level 2 = medium numbers, level 3 = large numbers) attended the colony at Hernyken. The information is only included when it was possible to rule out that equally good attendance occurred later in the season. In 1985 and 1988, the latest peaks in numbers were logged as level 2.5.

År Year	Siste dato med Last date of nivå 3 level 3	Siste dato med nivå 2 level 2	Dager fra median klekkedato til Days from median hatching date to siste nivå 3 last level 3	Siste dato med nivå 2 level 2
1981	27.7	26.7	43	43
1982	7.8	3.8	55	55
1983	3.8	8.8	53	58
1985	10.8	–	–	43
1988	7.8±2	–	–	38±2
1989	29.7	30.7	32	33
1990	25.7	31.7	32	38
1991	23.7	4.8	28	40
1992	3.8	5.8	35	37
1993	18.7	17.7	24	24
1994	10.7	11.7	22	23
1995	30.7	5.8	(10±7)	(16±7)
1996	4.8	2.8	14	14
1997	8.8	7.8	39	39

sammen med årene 1981-85, er forskjellen mellom gruppene ikke lenger signifikant med en tohalet test (Mann-Whitney $Z = -1.761$, $n_1 = 5$, $n_2 = 8$, $p = 0.078$).

Vi har ikke noe godt mål for hekketidspunktet i 1995, men med normal klekkesuksess ville tyngdepunktet i klekkingen trolig ha inntruffet omkring 20. juli (kapittel 3.4.2), dvs. omkring 16 dager før fuglene siste gang opptrådte i betydelige antall i kolonien (tabell 12). Dersom også dette resultatet legges til i gruppen av år med høy dødelighet, er det ikke lenger noen forskjell mellom gruppene, selv ikke når hekketidspunktet for 1996 justeres 14 dager nærmere normalen, slik det er argumentert for i kapittel 3.4.2 (Mann-Whitney $Z = -1.294$, $n_1 = 6$, $n_2 = 8$, $p = 0.196$).

Det er ingen opplagt grunn til å tro at graden av rekruttering påvirker lundenes villighet til å bli i kolonien mot slutten av sesongen. Mer nærliggende er det å forvente at de voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden har betydning. Det er rimelig å anta at denne kondisjonen indikeres av gjennomsnittlig kroppsvekt for fugler veid i perioden mellom median klekkedato og median dato for ungeperiodens terminering

(ungen død eller utflyet). Dette kondisjonsmålet korrelerte imidlertid ikke med oppholdstiden etter klekketidspunktet (Spearman $r_s = 0.273$, $n = 13$, $p = 0.367$), men var negativt korrelert med lengden av ungenes reirperiode (Spearman $r_s = -0.630$, $n = 17$, $p = 0.007$, Pearson $r^2 = 0.325$, $p = 0.017$, tabell 13). Dette gir altså ingen støtte for at foreldrenes kondisjon til enhver tid er den viktigste begrensende faktor for deres hekkeinvestering i en sesong.

Den totale klekkesvikten i 1995 gjør det umulig å beregne et tilsvarende kondisjonsmål for dette året, men de voksne fuglenes vekt i juli måned (snitt 442.3 g, $SE = 5.2$, $n = 31$) var da bare 1.6 % mindre enn gjennomsnittet for de andre årene (tabell 13). Dette tyder ikke på at belastningene var spesielt ekstreme i den tiden som normalt er ungeperiode, selv om en noe høyere vekt-kondisjon kunne forventes siden fuglene i 1995 ikke hadde kostnader med å mate unger. Vektene etter 20. juli, som ville vært det mest sannsynlige klekketidspunktet i 1995 (kapittel 3.4.2), var svært lave (snitt 434.6 g, $SE = 5.7$, $n = 14$) men de var ikke signifikant lavere enn vektene

tidligere i måneden (snitt 448.5 g, $SE = 8.0$, $n = 17$) ($t = 1.35$, $df = 29$, $p = 0.187$).

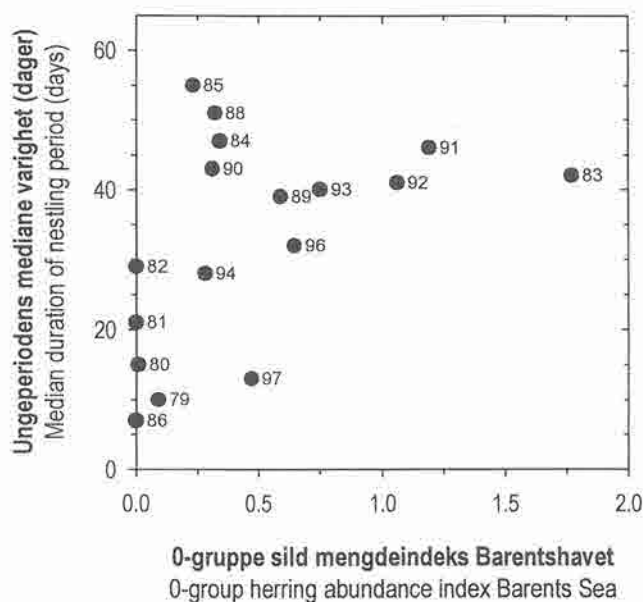
Det må understrekes at analysene i dette kapitlet ikke har tatt hensyn til at det er store årlige forskjeller med hensyn til hvor hyppig lundene opptrer i store antall i kolonien (jf. figur 15 og tilsvarende data for årene 1981-94 rapportert av Anker-Nilssen & Øyan 1995). Variasjonen i "svermings-frekvens" reflekterer sannsynligvis viktige ulikheter i fuglenes investeringer fra år til år.

Det er fristende å konkludere at den negative sammenhengen mellom voksenfuglenes vekt-kondisjon og ungeperiodens lengde entydig reflekterer kostnaden ved å fostre opp en unge. Imidlertid har Anker-Nilssen et al. (i manus.) vist at lundenes kondisjon i ungeperioden har vært best i årene med minst sild (årsklasseindeks mindre enn terskelgrensen omkring 0.25, kapittel 3.4.4), moderat god i de beste sildeårene og mer variabel men gjennomgående svakest i år med sildemengder like over terskelgrensen. Belyst ved raten for individuelle vektendringer hos voksne fugler i ungeperioden, var hekkekostnaden svært stabil mellom og innen år over terskelsonen (snitt -1.4 g/d, $n = 6$ år), på samme nivå men med stor variasjon både mellom og innen år som lå i terskelsonen (snitt -1.7 g/d, $n = 6$ år), og betydelig større og med stor variasjon innen år under terskelsonen (snitt -3.2 g/d, $n = 2$ år). Det mediane vekt-tapet var 1.72 g/d ($n = 14$ år), noe som utgjør 69.5 g i løpet av en 40.5 dager lang ungeperiode (årsmedian for samme utvalg av år, tabell 13 unntatt 1979-80 og 1986). Dette tilsvarer 15.6 % av fuglenes mediane kroppsvekt i disse ungeperiodene (446.8 g, $n = 14$). Til sammenligning er dette litt mer enn vekten av et lundeegg (data fra 1983: snitt 63.1 g, $SD = 4.9$, $n = 121$, Anker-Nilssen 1983). Tilsvarende beregninger år for år viste at samlet vektendring i løpet av ungeperioden varierte fra -150.7 g (i 1985) til $+1.7$ g (i 1990). Som forventet var vekt-tapet størst i noen av terskelårene (1984-85 og 1994, Anker-Nilssen et al. i manus.).

Forskjellene i vekt-tap mellom og innen år viser at kostnaden ved å fostre opp en unge er sterkt miljøavhengig og, i dårlige år også sterkt individavhengig. De store forskjellene i fuglenes kondisjon fra år til år viser dessuten at lunden unngår å investere "alt den har" i år der sjansen for å lykkes er mikroskopisk, mens den investerer mest i år hvor ressurstilgangen er svært begrenset men likevel såpass god at det er en rimelig sjanse til å fostre opp et avkom. Det er ikke kjent hvilke(n) indikator(er) lundene baserer sine avgjørelser på, m.a.o. hvilket sett av stimuli som får det enkelte individ til å fortsette eller avbryte hekkingen, men denne rasjonelle adferden bidrar til å nyansere forståelsen av den negative sammenhengen mellom fuglenes kondisjon og ungeperiodens lengde. Ungeperioden var, naturlig nok, klart kortest (7-29 dager) i

Tabell 13. Ungeperiodens varighet (medregnet unger som døde i reiret) og kroppsvekt for voksne lunder målt i ungeperioden på Røst i 17 ulike år i perioden 1979-97. Ved beregning av verdiene for alle år under ett ble hvert enkelt år tillagt like stor vekt. – The duration of the nestling period (including chicks that died in the nest) and body mass of adult Puffins measured within the nestling period at Røst in 17 different years during 1979-97. All years were given equal weight when calculating the overall values.

År Year	Ungeperiode (dager) Nestling period (days)		Adult kroppsvekt (g) Adult body mass (g)		
	Median	n	Snitt Mean	SE	n
1979	10	31	467.5	6.51	26
1980	15	7	453.0	4.15	76
1981	21	10	468.0	2.29	262
1982	29	12	463.9	1.23	875
1983	42	50	458.9	1.12	995
1984	47	32	444.5	2.73	116
1985	55	33	435.5	2.79	104
1986	7	69	446.7	22.20	6
1988	51	46	433.4	2.26	187
1989	39	81	445.7	2.84	123
1990	43	93	440.5	1.77	265
1991	46	93	447.7	1.58	351
1992	41	120	448.3	1.42	531
1993	40	92	445.6	2.21	218
1994	28	60	449.8	2.33	263
1996	32	65	448.8	2.55	176
1997	13	101	445.9	5.82	41
1979-97	39	17	449.6	2.40	17



Figur 16

Ungeperiodens mediane varighet (i dager) for lunder på Røst i relasjon til Havforskningsinstituttets mengdeindeks for årsklassen av 0-gruppe sild målt i Barentshavet 1-2 måneder senere (Toresen 1985, Anon. 1998). – The median duration of the nestling period (in days) of Puffins at Røst in relation to the abundance index of 0-group herring obtained by the Institute of Marine Research in the Barents Sea 1-2 months later (Toresen 1985, Anon. 1998).

årene med sildeindekser lavere enn terskelnivået ($n = 5$), svært variabel (13-55 dager) i årene med indekser i terskelintervallet ($n = 8$), og mer normal og meget stabil (40-46 dager) i de beste sildeårene ($n = 4$) (figur 16).

3.7 Kjønnbestemmelse av voksne fugler

Fugler fra åpent hav utenfor Røst i april ($n = 29$) og juli ($n = 61$) 1996 ble kjønnbestemt ved inspeksjon av gonader og underlagt en fullstendig morfometrisk analyse. Materialet ble supplert med tilsvarende data fra lunder funnet døde i kolonien i årene 1992-97 ($n = 22$), hvorav de fleste var drept av svartbak. Til sammen 14 fugler (hvorav 13 fra åpent hav) hadde tydelige ungfuglkaraktærer (korte vinger, små nebb, få og svakt definerte nebbfurer og gulaktige føtter) og ble utelatt i analysen.

Følgende morfometriske variabler (målt som angitt av Jones et al. 1982) ble inkludert i en *Stepwise Discriminant Analysis* (© 1989-96 SPSS Inc.): vingelengde, nebb lengde, nebbhøyde, hodelengde (hode+nebb) og antall nebbfurer (2, 2½, 3, 3½, 4, 4½ og 5). Med unntak av fire fugler, var samtlige mål foretatt av en og samme person (TAN). For syv fugler manglet mål av minst en variabel. Med alle mål

som inngangsverdier, bidro hverken vingelengde, nebb lengde eller antall nebbfurer i vesentlig grad til å skille kjønnene. Den endelige diskriminantfunksjonen inneholdt derfor bare variablene hodelengde (H) og nebbhøyde (G):

$$D_1 = 0.5060 \cdot H + 0.3046 \cdot G - 52.7227$$

Denne funksjonen klassifiserte 86.8 % av fuglene i utvalget til riktig kjønn. Analysen omfattet 50 hanner og 41 hunner, hvorav seks individer av hvert kjønn (hhv. 12.0 % og 14.6 %) ble klassifisert til feil kjønn. Den morfometriske sannsynligheten for å være en hann (p_m) ble beregnet for hvert av disse individene. Ved hjelp av en logistisk kurvetilpasning av forholdet mellom D_1 og p_m ble delepunktet for diskriminantfunksjonen (d_1) beregnet til -0.1021 (se Phillips & Furness 1997 for en nærmere beskrivelse av metoden). Formelen kan brukes til å beregne en diskriminant-score (D_1) for ethvert voksent individ i kolonien. Hvis $D_1 > d_1$ er fuglen mest sannsynlig en hann, hvis $D_1 < d_1$ er den mest sannsynlig en hunn. Sannsynligheten for om et individ er en hann kan beregnes med ligningen:

$$p_m = \frac{1}{1 + 0.80997 \cdot e^{-2.0645 \cdot D_1}}$$

Analysen viste tydelig at hodelengden er det beste målet for å skille kjønnene. Med bare hodelengde som diskriminantvariabel kunne faktisk 85.9 % av fuglene ($n = 92$) klassifiseres korrekt. Funksjonen var:

$$D_2 = 0.6486 \cdot H - 52.9197$$

med et delepunkt d_2 på -0.0827 . I denne analysen ble syv av 50 hanner (14.0 %) og seks av 42 hunner (14.3 %) feil klassifisert. Tilsvarende er da:

$$p_m = \frac{1}{1 + 0.85434 \cdot e^{-1.9028 \cdot D_2}}$$

Denne funksjonen er mer praktisk til feltbruk siden den bare inneholder én morfometrisk variabel, og tillater beregning av enkle grenseverdier for hodelengde i forhold til sannsynligheten for hvilket kjønn fuglen har (tabell 14).

Hodelengden (H) fratrukket nebb lengden (C) ble også forsøkt som variabel i diskriminantanalysene (i stedet for H), men denne variabelen ga modeller med dårligere prediksjonskraft enn de tilsvarende modeller med fullstendig hodelengde. En enkel indeks for nebbareal (produktet av nebb lengde og nebbhøyde) bidro heller ikke til å forbedre modellene, i likhet med variablene interorbital avstand, tarslengde, lengde av midtre tå, lengde av kloen på midtre tå og lengde av fanet på ytterste halefjær.

Tabell 14. Hodelengde (i mm) for voksne hanner og hunner av lunde på Røst i hekkesesongen og det tilhørende sannsynlighetsnivå for at fuglen tilhører det angitte kjønn. – Length (in mm) of head+bill of adult Puffins at Røst during the breeding season and the related probability level that the bird belongs to the indicated sex.

Sannsynlighet (p) Probability (p)	Hanner (mm) Males (mm)	Hunner (mm) Females (mm)
> 0.999	> 87.05	< 75.86
> 0.99	> 85.18	< 77.73
> 0.95	> 83.84	< 79.07
> 0.90	> 83.24	< 79.68
> 0.85	> 82.86	< 80.05
> 0.80	> 82.58	< 80.33
> 0.75	> 82.35	< 80.57
> 0.70	> 82.14	< 80.77
> 0.65	> 81.96	< 80.96
> 0.60	> 81.79	< 81.13
> 0.55	> 81.62	< 81.29
> 0.50	> 81.46	< 81.46

På Røst ble måling av hodelengde først innført som standard i 1990. En kjønnsbestemmelse av fugler som bare er målt i tidligere år må således basere seg på de øvrige variablene. Da analysen som ga D_1 -funksjonen ble gjentatt uten hodelengde som inngangsvariabel, ble nebb lengde (C) og nebb høyde (G) beholdt i diskriminantfunksjonen:

$$D_3 = 0.3204 \cdot C + 0.4260 \cdot G - 30.8823$$

Funksjonen har et delepunkt d_3 på -0.0891 . Denne modellen var langt mindre nøyaktig enn de to foregående. Funksjonen klassifiserte bare 74.2 % av fuglene til riktig kjønn, og 14 av 54 hanner (25.9 %) og 11 av 43 hunner (25.6 %) ble diskriminert til feil gruppe. Det er likevel mulig å bruke denne funksjonen, enten direkte dersom utvalgsstørrelsen er tilstrekkelig stor til å oppveie feilprosenten, eller ved å unnlate å kjønnsbestemme fugler med diskriminant-score i nærheten av delepunktet. Med utgangspunkt i modell D_3 er:

$$P_m = \frac{1}{1 + 0.86927 \cdot e^{-1.5719 \cdot D_3}}$$

En modell med den enkle indeksen for nebbareal (produktet av C og G) i stedet for nebb lengde og nebb høyde hver for seg, hadde nøyaktig samme prediksjonskraft som D_3 -funksjonen.

4 Diskusjon

Innledende kommentarer

En syntese av Røst-lundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk i et vitenskapelig og forvaltningsrelatert perspektiv er tidligere gitt av Anker-Nilssen (1992) og Anker-Nilssen & Øyan (1995). Diskusjonen i denne rapporten er i stor grad en oppdatert vurdering av de samme forhold, og er bygget over omtrent samme lest som foregående oppsummeringsrapport (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Avsnitt av generell gyldighet er delvis gjengitt ordrett fra forrige rapport. Bruken av litteraturreferanser er vesentlig mer begrenset her enn i de ulike internasjonale publikasjonene med resultater fra prosjektet (bl.a. Anker-Nilssen 1987, 1992, Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Røstad 1993, Anker-Nilssen et al. 1996, 1997, i manus., Barrett et al. 1987, Vader et al. 1990, Øyan & Anker-Nilssen 1996). I de fleste arbeidene fokuserer diskusjonen naturlig nok på interaksjonene med norsk vårgytende sild, som er den klart viktigste miljøressursen for lundene på Røst.

Det er en stadig økende erkjennelse for at analyser av lange tidsserier er helt nødvendige for å belyse en rekke sentrale spørsmål for forskning og forvaltning. Slike studier produserer også avgjørende inngangsdata til modellering av interaksjonene mellom ulike trofiske nivåer i økosystemet, og vil samtidig være et korrektiv og kalibreringsgrunnlag for de samme modelleringsøvelsene. Kunnskap om de prosesser og mekanismer langtidsseriene fokuserer på har ofte stor overføringsverdi, og vil ha betydelig relevans for den løpende forvaltning og overvåkning av våre sjøfuglbestander (jf. bl.a. Anker-Nilssen et al. 1996). I lundens tilfelle gjelder dette særlig hvordan populasjonsdynamiske mekanismer hos lengelevende sjøfugler styres av endringer i tilgjengeligheten av deres viktigste byttedyr, og hvor betydelig den naturlige og menneskeinduserte variabiliteten i systemet er i denne sammenheng. Dette er problemstillinger som er fremhevet som sentrale både i NFR-programmet *Marine ressurser og miljø* (NFR 1995) som startet i 1995 og avsluttes i 1999, og i NINAs *instituttprogram for kystøkologi* (1998-2002) som fokuserer på trofiske prosesser og variabilitet i kystnære farvann (NINA 1997).

De utfordringer som er skissert fortløpende i dette kapittelet må ikke oppfattes som noen fullstendig liste. I forskning på lange tidsserier er utviklingen i bestandene og miljøbetingelsene til enhver tid avgjørende for hvilke problemstillinger som bør eller kan belyses. Listen over de viktigste utfordringene endres derfor løpende i takt med svigningene i miljøet, hvilke spørsmål som er besvart og hvilke spørsmål som anses å være de mest presserende.

4.1 Næringsøkologi og reproduksjon

4.1.1 Investeringsvillighet

Lundens livshistorie er viktig for å forstå dens adferd som predator i hekkesesongen. Arten tilhører de mest typiske sjøfuglene ved at den er lengelevende og har en lav reproduksjonsrate (bare ett egg pr. hekkesesong). Med en overlevelsesrate på 95-96 % vil individer som når hekkeaktiv alder (5-7 år) ha en forventet levetid på 21 år. Ungen mates hovedsakelig med pelagiske stimfisk som lunden fanger ved å dykke (f.eks. Bradstreet & Brown 1985). Alkefuglene er gode dykkere, og lunder er registrert ned til 70 m (Burger & Simpson 1986). Et forsøk med elektroniske dybdemålere montert på islandske lunder i 1997 viste at fuglene regelmessig kan søke næring på dyp ned til 30-50 m (P.M. Jónsson & G.J. Óskarsson upubl., jf. web-siden <http://www.star-oddi.com/bird.htm>). Egenskaper som øker dykkeferdigheten øker imidlertid også flygeutgiftene. Dermed er de fysiologiske kostnadene (energiforbruk) ved reproduksjon gjerne høye, siden det ofte kan være lang avstand mellom kolonien og beiteområdene i åpent hav. Med en variabel næringstilgang gir fuglenes sterkt spesialiserte beiteadferd heller ingen garanti for at de har kapasitet til å fostre opp en unge hvert år. De må derfor prioritere egen overlevelse høyt, og det er flere eksempler som tyder på at villigheten til å investere i ett enkelt avkom er liten, i alle fall i år hvor næringstilgangen er svært dårlig (Erikstad et al. 1994, 1997).

Som omtalt i **kapittel 3.6** har Anker-Nilssen et al. (i manus.) vist at de voksne lundene er i best kondisjon i år hvor tilgangen på sildeyngel er minst og ungedødeligheten er størst, mens de er i dårligst kondisjon i år hvor silde-mengden er nær en nedre terskelverdi og det er en viss mulighet for vellykket reproduksjon. I år med mer sild er voksenfuglenes kondisjon bedre, men aldri så god som i enkelte av de dårligste årene. Det ser altså ut til at fuglene er i stand til å estimere miljøforholdene i god tid før de har forbrukt alle sine disponible ressurser og velger å avstå fra å hekke eller avbryte hekkingen når forholdene er så dårlige at resultatet er dømt til å mislykkes. På denne måten kan de spare energi og optimalisere balansen mellom reproduktiv investering og hensynet til egen overlevelse. Dette samsvarer med prediksjonene fra en ny modell for hvordan lengelevende fugler kan maksimere sin fitness i et stokastisk miljø (Erikstad et al. 1998b). Den signifikante tendensen til at lundene hekker tidligere i år etter en dårlig eller mislykket hekkesesong (**kapittel 3.4.4**) vitner om en positiv effekt av redusert innsats i å fostre opp unger. Dette underbygger ytterligere at lundene gjør optimale valg med hensyn til hekkeinvestering i forhold til variasjonen i miljøet, selv om det ikke er kjent hvilke miljø-indikatorer lundene benytter som signal for å justere innsatsen på denne måten.

En slik lav-risiko-strategi gjør det rimelig å forvente at hekkefuglene er lite tolerante overfor en plutselig forverring i tilgjengeligheten av byttedyr. Problemet med plutselige sammenbrudd i matingsaktiviteten, som har vært spesielt tydelige i noen av de siste reproduksjonsårene (**kapittel 3.6**), er derfor ikke helt overraskende. I de dårlige sesongene tidlig på 1980-tallet inntraff slike næringskriser som regel i kjølvannet av perioder hvor lundene forsynte ungene brukbart med yngel av sei (Anker-Nilssen 1987). Tilgangen på sei opphørte gjerne i begynnelsen av juli hvert år, trolig fordi seiungelen da trekker inn i tareskogen (Bergstad et al. 1987) og dermed blir utilgjengelig for lundene. Dette understøttes av at andelen sei i teistenes ungediett på Røst som regel øker fra midten av juli måned (Barrett & Anker-Nilssen 1997), siden teisten er en art som i hekketiden søker næring i grunne områder nær land (f.eks. Bradstreet & Brown 1985). I disse årene fortsatte likevel de voksne lundene som regel å frekventere kolonien i flere uker etter at de fleste ungene var døde. Den stadig tydeligere og årvisse svikten i lundenes matingsaktivitet på Røst det siste tiåret ble imidlertid ledsaget av et påfallende fravær av voksne fugler mot slutten av ungeperioden. Dette indikerer omslag til forhold der selv erfarne fugler ikke har funnet tilstrekkelig næringsgrunnlag innenfor akseptabel avstand fra koloniene, og at de har vært tvunget til å forlate området. Forsøket med satellittsender på en hekkende lunde i 1997 vitner også om at dette er den mest sannsynlige forklaringen. Fuglen forlot Røst i midten av juli og oppholdt seg i Barentshavet i alle fall frem til 18. august, med unntak av et kort besøk på Røst i slutten av juli (T. Anker-Nilssen upubl. data, jf. Storli 1998). Uten bedre kunnskap om prosessene som styrer kontakten mellom predator og byttedyr i beiteområdene, er det imidlertid vanskelig å forklare nærmere hva som utløser denne adferden.

4.1.2 Bare sild eller noe til?

Etter sammenbruddet på 1960-tallet var gytebestanden av norsk vårgytende sild svært liten i mer enn 20 år. Den tok seg vesentlig opp i 1988, men frem til 1996 holdt den seg på et betydelig lavere nivå enn i bestandens beste periode på 1950-tallet (Røttingen 1998). Først i 1997 var bestanden tilbake på et nivå i nærheten av det den hadde 40 år tidligere. Det siste tiåret har det likevel vært flere gode gytesonger hvor sildeyngel igjen har stått øverst på lundeungenes diett. Med kvantitative data tilbake til 1975 er det et klart samsvar mellom forekomsten av 0-gruppe sild (data fra Havforskningsinstituttet) og lundenes reproduksjon (**figur 10**). Relasjonen viser at sild har vært helt avgjørende for lundeungenes overlevelse i reirtiden, og antyder også en klar terskelverdi for sildemengde i forhold til lundenes reproduktive respons. I denne 23 år lange perioden var det ikke en eneste god hekkesesong uten at det samtidig var en betydelig mengde sildeyngel som nådde Barentshavet

og som dermed må ha passert Røst. Dette betyr likevel ikke at lundene har vært ute av stand til å utnytte andre byttedyr, men antyder at det har vært liten tilgang på alternative byttedyr i de dårlige sildeårene.

De kvalitative registreringene av hekkesuksess i 11 tidligere hekkesesonger (1964-74) og i 1976 (Myrberget 1973, 1981, Lid 1981) er også i godt samsvar med kunnskap og forventning om forekomster av 0-gruppe sild i de samme årene (Vader et al. 1990, Anker-Nilssen 1992). Gjennom de siste 34 årene (1964-97) er det bare 13 sesonger hvor mer enn 50 % av ungene har overlevd reirtiden. I løpet av de 21 årene (1968-87) sildestammen var nede på et lavmål, var det kun fire (19 %) slike sesonger. I de andre 13 årene var utflyttingssuksessen større enn 50 % i ni (69 %) sesonger.

Både i 1985 og 1990 var den gode hekkesuksessen for lundene på Røst primært basert på sild (figur 3). De relativt lave mengdeindeksene for disse årsklassene vitner derfor om større dødelighet enn normalt for yngelen i ukene frem til Havforskningsinstituttet gjorde sine målinger i Barentshavet tidlig på høsten (figur 10). Lundenes predasjon vil selvsagt være en faktor, men det er mer sannsynlig at sildens rolle som næring for torsk var langt mer avgjørende. I 1985 var næringsforholdene for den norsk-arktiske torsken meget dårlige som følge av at loddestammen i Barentshavet brøt sammen, og det er antatt at torsken raskt konsumerte det aller meste av den 0-gruppe sild som nådde dette området (Hamre 1988). Dette illustrerer godt ett viktig aspekt ved lundenes rolle som miljøindikator (jf. kapittel 4.4): Betydelige forekomster av sildeyngel ved Røst i juli men ikke i Barentshavet 1-2 måneder senere, indikerer en unormalt høy yngeldødelighet i perioden mellom de to registreringene.

Lundenes fordeling langs kysten er med på å underbygge sildens sentrale betydning. De hekkende fuglenes beiteområder er overveiende pelagiske, og selv i ungeperioden kan foreldrenes daglige aksjonsradius overstige 100 km fra kolonien (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, samt forsøk med satellittelemetri, Anker-Nilssen upubl., men jf. Storli 1998). De største koloniene ligger alle innenfor rekkevidde av frontsystemene mellom kyststrømmen og atlantehavsvannet, med tyngdepunktet av bestanden mellom Helgeland og Nordkapp. Bestanden dekker dermed hele det området som sildeyngelen normalt må passere på sin drift mot oppvekstområdene i Barentshavet, og hvor yngelen kan forventes å opptre til riktig tidspunkt i en størrelse som gjør den velegnet som føde for lundeunger.

Rik tilgang på sildeyngel har ikke alltid vært den viktigste forklaringen på en god hekkesesong. I likhet med suksessen i 1983 (Anker-Nilssen 1987) var den ekstra gode veksten for lundeungene i 1992 først og fremst et resultat av en spesielt god tilgang på havsil (figur 3). Sammenlignet

med hva som er kjent fra andre lundekolonier, har sil *Ammodytes* spp. likevel vært et overraskende sjeldent byttedyr på Røst, og det er påfallende få sesonger hvor lundene har funnet brukbare alternativer til sild. I egenskap av sin høye kvalitet og sporadiske forekomst har havsil vært en joker i dette systemet. Det er derfor beklagelig at artens økologi på disse breddegrader er så dårlig kjent at tilgangen på denne viktige ressursen må betegnes som fullstendig uforutsigbar.

Utfordring I

Etter sild og havsil har særlig torskefisk dominert ungemenyen. De to viktigste artene, sei og hyse, har stor kommersiell betydning i disse områdene og er derfor gjenstand for grundigere undersøkelser. Prosjektet har ennå ikke hatt ressurser til å analysere eventuelle sammenhenger mellom artenes forekomst og lundens utnyttelse av disse byttedyrene.

4.1.3 Byttedyrenes temporære tilgjengelighet

En beskrivelse av generelle hovedtrekk i næringsøkologien for lundene på Røst, reiser også spørsmål om årsakene til hekkeforløp som klart avviker fra et mer regulært mønster. Sesongen 1993 er et godt eksempel på dette og er diskutert i nærmere detalj av Anker-Nilssen & Øyan (1995). Sannsynligvis er plutselige endringer i sildeyngelens tilgjengelighet for lundene en viktig forklaring. Slike endringer kan være utløst av en rekke ulike forhold, f.eks. at silden passerte Røst tidligere, raskere, i større avstand, mer spredt eller på større dyp enn i mer normale år. Dessuten vil skifte i værforhold eller forekomster av andre predatorer (f.eks. sei og taggmakrell *Trachurus trachurus*) trolig også være avgjørende for yngelens aggregering og vertikalfordeling i vannmassene (Anker-Nilssen et al. 1994a).

Utfordring II

Fremdeles mangler betydelig kunnskap om mekanismene som regulerer sildeyngelens tilgjengelighet for lundene ute i beiteområdene. Uten bedre forståelse av slike prosesser kan bare de mest generelle forhold forklares. I mange år var sildeyngelen opplagt for liten (f.eks. i 1980, 1982, 1994 og 1996), men det er ikke godt å skille fra hverandre betydningen av de ulike faktorene som bestemte deres tilgjengelighet for lundene, m.a.o. i hvilken grad avstanden til beiteområdene og yngelens mengde, vertikalfordeling og aggregeringsadferd var avgjørende i disse eller andre sesonger. I 1988 var lang avstand til beiteområdene med på å forklare dårlig hekkesuksess (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990). En analyse av sammenhengen mellom ungenes vekst, foreldrenes foringsfrekvens og ulike næringsvariabler (porsjonskvalitet, byttedyrstørrelse og dominerende byttedyrart) i åtte ulike år, tyder på at dette har vært et vanlig forekommende problem for lundene på

Røst (Henriksen 1998). Biologiske og oseanografiske prosesser som påvirker fordelingen av aktuelle byttedyr for lunde i havområdene omkring Røst i sommerhalvåret, bør derfor vies spesiell oppmerksomhet.

4.1.4 Lundenes totale konsum av fisk

Som byttedyr for pelagiske sjøfugl utmerker sildeyngel seg først og fremst mht. kvantitet, mens deres fettinnhold og energiverdi er lavere enn for de fleste andre byttedyr (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Konsumet står derfor i forhold til dette. Når lundene beiter fisk som i kvalitet tilsvarer sildeyngel av typisk størrelse (3.7 kJ/g), vil Røst-bestanden alene konsumere nær 550 tonn fisk pr. døgn i ungeperioden, og nær 400 tonn pr. døgn resten av den 4-5 måneder lange hekkesesongen (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Om dietten i stedet bestod utelukkende av 11-12 cm lange havsil (7.1 kJ/g), som er det kvalitativt beste byttedyret vi har påvist på Røst, ville konsumet nesten halveres til henholdsvis 280 og 200 tonn. Forutsettes en midlere energiverdi på 5.0 kJ/g, vil en norsk lundebestand på omkring to millioner hekkende par, én million ikke-hekkende ungfugler og 1,5 millioner reirunger, totalt konsumere 160 000 tonn fisk i løpet av de fem månedene (april-august) de tilbringer nær koloniene. Av dette konsumeres 60 000 tonn (38 %) i ungeperioden, og bare 5000 tonn (3 %) ender i magen på reirungene. Omsatt i sild som øker fra 30 til 70 mm i lengde gjennom samme periode, vil selv halvparten av dette konsumet anta ganske ufattelige dimensjoner i antall individer spist (størrelsesorden 100-500 milliarder).

I kraft av resultatene fra Røst og betraktningene ovenfor, er det berettiget å anta at lunden er en betydelig predator på sitt trofiske nivå. Selv om vi ikke vet hvor stor 0-gruppebestanden av sild er i predasjonsøyeblikket, kan lundens uttak tenkes å ha reell effekt på rekrutteringen hos sild. Sildens betydning for lundenes ve og vel fremstår også klart, selv om den kan ha vært sterkere enn normalt de siste tiårene som følge av at også andre viktige byttedyr (f.eks. havsil) i stor grad har uteblitt i denne perioden. Naturlig variasjon i vilkårene for sildens vekst og overlevelse de første levemånedene, tilsier at lundene på Røst ikke er garantert en årlig forsyning av sildeyngel som alene kan sikre en rimelig hekkesuksess. Likevel er det ingen som har dokumentert eller kan huske svartår for denne sjøfuglbestanden før sildestammen brøt sammen.

Utfordring III

Konsumberegningene ovenfor viser at lunden i det minste har et klart potensiale for å være en av de betydelige predatorene på 0-gruppe sild, såvel som på andre pelagiske småfisk. Nøyaktig kunnskap om de voksne fuglenes diett (både i og utenfor ungeperioden) og byttedyrbestanden størrelse og dødelighet er likevel helt

avgjørende for å beregne hvor betydelig dette uttaket er. Undersøkelsen av mageinnholdet til 90 voksne lunder i åpent hav utenfor Røst i 1996 var et meget viktig tiltak i denne sammenheng. Resultatene er ennå ikke ferdig bearbeidet, men gir klar støtte for at også voksne lunder primært spiser sild når sild dominerer ungenes diett (P. Fossum & T. Anker-Nilssen upubl.). Hvilken størrelse lundene foretrekker i forhold til hva som er tilgjengelig, vil også være avgjørende for å forstå deres rolle som predator. Variasjon i tilbud, fangbarhet og transportmulighet for ulike typer og størrelser av byttedyr vil opplagt virke inn på lundenes næringsvalg. F.eks. kan de selv være i stand til å livberge seg på næringsemner som er så små eller uhåndterlige (f.eks. planktoniske krepsdyr, små fiskelarver eller blekksprut) at det av transporttekniske hensyn ikke er regningsssvarende å mate ungene med dem. Bedre kunnskap om hvilke prosesser som påvirker næringens tilgjengelighet innen hver sesong er nødvendig for å forstå lundens rolle som predator på de ulike forekomstene av egnet næring.

4.2 Populasjonsdynamikk

4.2.1 Alder ved første hekking

Bestandsendringenes samvariasjon med eggstørrelse (kapittel 3.4.1) og hekkesuksess (kapittel 3.4.4) sannsynliggjør flere interessante forhold. Viktigst er det faktum at bestandsendringene langt på vei er forklart ved bestandens egen reproduksjon og at fuglene som regel er 5-7 år gamle før de hekker for første gang. Dette rimer bra med resultater fra andre studier som viser at lundene normalt ikke hekker før de er fem år gamle og at mange dør enda et år eller to (Harris 1984, Hudson 1985).

På Røst kan hekkesuksessen 5-7 år tidligere forklare nesten 50 % av den observerte bestandsendringen. Det er godt mulig denne sammenhengen vil fremtre enda klarere om ungenes kondisjon ved reirforlating også tas med i analysen, siden denne var helt avgjørende for ungenes senere overlevelse (kapittel 3.5.1). Resultatene fra 1995-97 har likevel redusert styrken av sammenhengen mellom hekkesuksess (egenrekruttering) og bestandsutvikling som ved utgangen av 1994 forklarte nesten 70 % av variasjonen (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Årsaken til dette er først og fremst at den jevnt gode ungeproduksjon i 1989-92 ikke ble etterfulgt av en tilsvarende god bestandsøkning i 1994-97. En viktig forklaring på dette er tredoblingen av dødeligheten til voksne fugler i 1994-96 sammenlignet med 1990-94 (kapittel 3.5.2). Dessuten kan det være at overlevelsen til ungfuglene fra en eller flere av de siste gode hekkesesongene var dårlig. Dett kan f.eks. ha vært forårsaket av manglende tilgang på næring utenfor Røst like etter utflyging, slik redusert tilstedeværelse av

voksne fugler sent i ungeperioden kunne antyde (**kapittel 3.6**, samt Anker-Nilssen & Øyan 1995).

4.2.2 Selvregulert bestand

Resultatene peker i retning av at Røstbestanden i stor grad er selvregulert, siden bestandsutviklingen overveiende kan forklares med Røstlundenes egen reproduksjon og overlevelse. Takseringsmetoden innebærer at bare de fuglene som trafikkerer reirganger tidlig i sesongen medregnes i hekkebestanden. Anker-Nilssen & Øyan (1995) fant at hekkesuksessen var positivt korrelert med bestandsendringene 1-3 år tidligere, noe som kunne styrke antagelsen om at bestandsøkningen skyldtes rekruttering av unge fugler som bedrer sin hekkesuksess etterhvert som de skaffer seg hekkeerfaring (f.eks. Forslund & Pärt 1995). Når samme analyse ble supplert med data for årene 1994-97, var imidlertid dette forholdet ikke lenger signifikant (**kapittel 3.4.4**). Den synkrone og klare korrelasjonen mellom eggstørrelse og bestandsutvikling (men ikke med bestandsutviklingen ett år tidligere) samt tendensen til korrelasjon mellom eggvolum og hekkesuksess 5-7 (og 6-8) år tidligere, vitner likevel klart om at bestandsøkningene skyldtes rekruttering av førstegangshekkende individer, og indikerer dessuten at de fleste la egg det første året de traffikerte en reirgang tidlig i mai (dvs. tidlig i bestandens normale eggleggingsperiode). En variasjon i de etablerte hekkefuglenes kondisjon fra år til år kan også ha påvirket eggstørrelsen, men det ingen grunn til å anta at kondisjonen har variert i takt med rekrutteringen av unge fugler. Ellers har overvåkingen av bestanden med *Star*-metoden avslørt at dødeligheten av voksne fugler er uavhengig av hekketetthet og at nye hekkefugler foretrekker de tettest besatte områdene i kolonien (Anker-Nilssen & Røstad 1993). Dette styrker antakelsen om at våre utvalg av studiereir fanger opp endringer i rekruttering fra år til år. Selv om de fleste reirene ligger i forholdsvis tett besatte områder og har vært kontrollert i mange år på rad, innebærer den store tilbakegangen i bestanden at tilbudet av ledige reirganger er omfattende også blant disse reirene. I de årene hvor rekrutteringen trolig har vært størst (1989-90 og 1997), har det ikke vært påfallende mange nygravde reirganger å se i kolonien (personlige inntrykk, ikke belagt med data).

Det var ingen antydning til negativ effekt for hekkeresultatet i rekrutteringsåret, slik en kunne forvente om de nye hekkefuglene har vesentlig dårligere suksess enn de etablerte. Siden utvekslingen av fugl generelt er liten i en bestand hvor overlevelsen er høy, vil imidlertid slike effekter lett bli skjult av andre forhold. En opplagt feilkilde her er vurderingen av hvilke reir som skal inngå i grunnlaget for å beregne utflygingssuksess. Uerfarne hekkefugler har trolig lettere for å oppgi hekkingen enn eldre. I en del tilfelle vil

det imidlertid være umulig å avgjøre om reiret forlates pga. manglende hekkeerfaring eller som et resultat av vår forstyrrelse. Likevel ble slike tilfeller som regel ekskludert fra videre analyser.

4.2.3 Reproduksjon kontra overlevelse

Det er ingen tvil om at hovedårsaken til at lundebestanden på Røst ble mer enn halvert i løpet av 80-tallet var en rekrutteringssvikt som følge av de mange årene med nesten fullstendig ungedødelighet på 70- og tidlig på 80-tallet. Bestanden har siden vært mer stabil, men er fremdeles like lav. I hvilken grad økt voksendødelighet har bidratt til tilbakegangen, er et mer åpent spørsmål. Bestandsutviklingen i perioden 1983-87 antydte en årlig voksendødelighet på 13.7 %. Dette var i så fall omtrent tre ganger så høyt som dødeligheten i perioden 1990-94, som ble estimert til 4.4 % (**kapittel 3.5.2**). Dersom det kan rettferdiggjøres å sammenligne disse ratene direkte, og hvis det forutsettes at estimatene fra 1990-94 er normale verdier, kan redusert overlevelse for voksne fugler på 80-tallet forklare inntil halvparten av nedgangen i bestanden. At dødeligheten i 1994-96 (og trolig også i 1983-87) var tre ganger så høy som i 1990-94, bekrefter at lundenes overlevelse er svært variabel og styrker antagelsen om at endringer i vilkår for de voksne fuglene har hatt avgjørende betydning for bestandsutviklingen. Samtidig viser den at rekrutteringen til hekkebestanden var meget betydelig i 1994-96, siden den dårlige overlevelsen for voksne fugler i disse årene ikke ble ledsaget av en klar bestandsnedgang.

Disse konklusjonene er ikke uten videre fyllestgjørende, siden langvarig mangel på egenrekruttering indikerer at de voksne fuglenes gjennomsnittsalder var unormalt høy i perioden 1982-87 da bestanden gikk mest tilbake (Anker-Nilssen & Røstad 1993). I kolonien på Isle of May, Skottland, har Harris et al. (1997) påvist en meget betydelig reduksjon i lundens overlevelse med økende alder. Høy voksendødelighet på Røst midt på 80-tallet kan altså delvis ha vært et resultat av overdødelighet blant svært gamle individer. Om dette er tilfelle, er det likevel manglende rekruttering som var hovedproblemet, siden en generelt høyere overlevelse for yngre fugler vil bidra til å balansere denne senilitetseffekten i perioder med normalt god rekruttering. Den reduserte overlevelsen i 1994-96 kan imidlertid ikke tilskrives senilitet. Aldringen av hekkebestanden vil være en langt mer langsom prosess og vil ikke kunne tredoble dødeligheten fra ett år til neste. Forklaringen må således være økte belastninger for fuglene i denne perioden. Det er flere indikasjoner på at disse belastningene ikke var knyttet til selve hekkeinnsatsen. Lundenes evne til å optimalisere sin reproduktive innsats i forhold til variasjonen i miljøet (jf. **kapittel 3.6** og **4.1.1**), gjør det mindre trolig at det er økte hekkekostnader i dårlige

sildeår som forklarer den høye dødeligheten blant voksne fugler i 1983-87 og 1994-96 (**kapittel 3.5**). Av de tre årene med svakest kondisjon for voksne fugler tilhørte bare ett år (1985) en av disse periodene (Anker-Nilssen et al. i manus.).

4.2.4 Fremtidig bestandsutvikling

Ved utgangen av 1997 var det fem år siden lundebestanden på Røst hadde vellykket reproduksjon. Både i 1994, 1995 og 1997 var ungeproduksjonen praktisk talt null. Det fåtall av unger som forlot kolonien i 1993 og 1996 var i så dårlig kondisjon at de fleste sannsynligvis omkom i løpet av kort tid på sjøen. Dersom en rimeligvis også antar at det nå er få av ungene fra de gode årene 1989-92 som ennå er i live men ikke har begynt å hekke, vil bestanden i de nærmeste fem årene avta med en rate tilsvarende dødeligheten til voksne fugler. Med utgangspunkt i den gode perioden 1990-94 og med høyde for en effekt av generell aldring i bestanden, må frafallet forventes å bli minst 5 % pr. år. Dette vil resultere i en bestand på høyst 487 000 par i år 2002. Dersom den reduserte overlevelsen i 1994-96 (13.1 % pr. år) skulle vise seg å fortsette gjennom hele denne perioden, vil bestanden bare ha 312 000 par ved samme tidspunkt. Disse estimatene er henholdsvis 34 % og 22 % av bestandsstørrelsen i 1979 (som er beregnet til 1 437 000 par, figur 1). En betydelig tilbakegang vil uansett ikke være til å unngå. Dette viser med all tydelighet at lundebestanden på Røst ikke har maktet å restituere seg i den perioden sildebstanden igjen har vært oppe på et nivå som det internasjonale havforskningsrådet (ICES) betrakter som akseptabelt i forhold til bestandens bærekraftighet (f.eks. Hamre & Røttingen 1989).

4.3 Forvaltningsperspektiver

Deler av dette kapitlet bygger på et innlegg til et seminar arrangert av DN og Fiskeridirektoratet om biologisk mangfold og forvaltning i kystsonen (Anker-Nilssen 1995).

4.3.1 Lundens egenverdi

De fleste vil være enige i at den norske lundebestanden må tilskrives en betydelig egenverdi, både i forhold til rent biologiske såvel som sosialt begrunnede kriterier. Langs store deler av vår langstrakte kyst er lunden både en mengdeart, karakterart og nøkkelart som i betydelig grad bidrar til å opprettholde det biologiske mangfoldet i kystsonen. Som nevnt innledningsvis står den i en særklasse blant sjøfuglene både med hensyn til tallrikhet og biomasse. I mange sammenhenger blir den også trukket

frem som et symbol på hva den mest utsatte og værharde delen av kysten har å tilby av opplevelser og utfordringer.

Det er lett å la seg friste til å trekke paralleller i egenskaper og levevis mellom folk og fugl som lever såvidt isolert fra det som ellers preger det moderne menneskets hverdag. Mer enn noen annen fugl i norsk fauna appellerer lunden til oss med sitt sjarmerende utseende, og som en spesialist i sildefiske på åpent hav blir den gjerne fremstilt som om den besitter egenskaper mange føler er nedarvet i den norske folkesjela: Tøff og selvstendig, men sosial når det trengs, måteholden og vant til å slite, men ukuelig optimist, en pussig skruer som aldri gir opp. Kystfiskeren, rett og slett. Ikke rart at opplevelseshverdien ved å møte den i sitt rette element blir stadig høyere verdsatt.

4.3.2 Lunden som miljøindikator

Gjennom sin næringsøkologiske rolle i det marine miljøet besitter lunden egenskaper som går langt utover artens egenverdi. Den har vist seg å være en svært velegnet indikator for tilstanden i viktige deler av dette miljøet. Slike indikatorer er nøkkelen til en robust miljøovervåkning, siden det vi ønsker å overvåke, det biologiske mangfoldet, er for komplekst og omfattende til at det kan kontrolleres i detalj. I videste forstand er biologisk mangfold resultatet av alle biologiske og biofysiske prosesser som skjer eller har skjedd, herunder mangfoldet av livsformer og den genetiske variasjon de besitter, og prosessene i seg selv er også en del av mangfoldet (bl.a. Wilcox 1984, Wilson 1988, Sæther et al. 1992). I denne sammenheng får derfor biologisk variasjon en helt ny betydning, siden kunnskap om naturlig variasjon i forhold til den tidsskala vi betrakter er en helt nødvendig bakgrunn for å forklare de endringer som overvåkingen avdekker.

At vi ikke kan måle all variasjon og forstå alle prosesser, endrer ikke ønsket om en mer "bærekraftig" forvaltning. Løsningen er å finne et sett av indikatorer som avdekker både strukturelle og funksjonelle endringer, gjenspeiler ulike nivåer i systemet, er tilstrekkelig følsomme, har høy prediksjonskraft og forklaringsverdi, og som gir økt kunnskap. Dette er en utfordrende oppgave, siden vår forståelse av dynamikken i systemet og den enkelte komponents betydning, oftest er svært begrenset. Nesten all ny kunnskap om en organisme eller annen komponent i miljøet vil imidlertid øke dens betydning som indikator.

Sildens nøkkelrolle i Norskehavet og Barentshavet gir spesielle perspektiver til studier av interaksjonene mellom sild og lunde, og øker verdien av å bruke løpende kunnskap om lundenes næringsøkologi som miljøindikator. I den pelagiske delen av den norske kystsonen er sild og lunde fullstendig dominerende både i antall og biomasse på hvert

sitt trofiske nivå, og deres økologiske roller er derfor meget betydelige. Dette understrekes særlig av norsk vårgytende sild sin betydning for balansen i de viktigste interaksjonene mellom kommersielle fiskebestander i Barentshavet: torsk, sild og lodde. Foruten de økonomiske interessene som er knyttet til denne balansen, vil valget av forvaltningsstrategier og høsting av disse fiskeressursene ha betydelige konsekvenser for hvilket biologisk mangfold vi skal forvente i våre kyst- og havområder. Både sild og lunder er viktige transportører av energi mellom ulike økosystemer, og kunnskapen om bestandene og interaksjonene mellom dem har betydelig overføringsverdi. Det finnes også iøynefallende likhetstrekk mht. livshistorie og reproduktive strategier hos sild og lunde, og ikke minst har artene vist seg å være gode indikatorer for hverandre. Som voksne er begge arter lengelevende, og rekrutteringen til bestandene domineres av enkelte sterke årganger (f.eks. 1983, og 1991-92). En samordnet overvåkning av både reproduksjon og populasjonsdynamikk for en fiskeressurs og en av dens viktige toppredatorer, gir dessuten kunnskap som kan bedre vår evne til å skille fra hverandre effekter av menneskeinduserte og naturlige endringer i systemet. Variasjonen som avdekkes på ulike nivå i denne interaksjonen vil være nøkkelen til å finne svar på slike spørsmål.

Sild er utvilsomt en helt sentral næringsressurs for norske sjøfugler, både som 0-gruppe for hekkebestandene langs kysten av Norskehavet, og senere som 1-gruppe (til dels også som 0- og 2-gruppe) for hekkende og overvintrende sjøfugler i Barentshavet. Dessuten kan sjøfuglenes predasjon, særlig representert ved lundene, ha betydning for sildens egen rekruttering.

Utfordring IV

Lundens næringsvalg og reproduksjon har altså vist seg å være robuste tilstandsindikatorer for den pelagiske delen av kystøkosystemet, og tilfredsstillende en rekke av de krav vi stiller til gode miljøindikatorer, både mht. følsomhet, responstid, overføringsverdi og kost-nytte-betraktninger. En sentral utfordring fremover er å vise om denne indikatorfunksjonen opprettholdes når balansen i systemet endres, f.eks. som følge av den forventede reduksjonen i gytebestanden av sild i minst 3-4 år fra 1998 (Røttingen 1998), ved at gyteområdene forflyttes (slik det lenge har vært tendenser til), ved at alternative byttedyr kommer inn i større utstrekning, og/eller som følge av svigningene i det oseanografiske klimaet.

4.3.3 Modeller og empiri

Interessen for å konstruere matematiske populasjonsmodeller har økt i takt med den akselererende utviklingen av EDB-teknologi de siste par tiårene. Uten et solid

fundament av empiriske data for de mest sentrale populasjonsparametre, vil slike modeller ha liten eller ingen prediksjonskraft. De kan likevel være nyttige verktøy for å avgjøre hvilke data som bør samles inn. For å øke vår forståelse av dynamikken i marine systemer, er imidlertid langtidsstudier av lengelevende arter med sterke næringsøkologiske spesialiseringer helt avgjørende (f.eks. Nisbet 1989, Wiens 1989, Wooller et al. 1992).

Kunnskap om restitusjonstid vil være helt avgjørende for å gi pålitelige svar på de fleste spørsmål knyttet til forvaltning av bestander og habitater. Pr. definisjon er restitusjonstiden den tiden det tar fra en ressurs påføres en skade til skaden er helt utbedret, dvs. til ressursen er i den forfatning den ville ha vært til samme tid, dersom skaden ikke hadde inntruffet. Dette innebærer at selv om ressursen igjen skulle nå sin opprinnelige tilstand, så forteller det ingenting om hvorvidt den er restituert. For naturlig forekommende populasjoner kan restitusjonstiden sjelden estimeres med rimelig grad av sikkerhet. Særlig gjelder dette sterkt mobile organismer (primært dyrepopulasjoner). Sjøfuglene er dessverre ikke noe unntak i så måte. Årsakene er i første rekke mangelfull kunnskap om sentrale populasjonsregulerende parametre og mekanismer. Som for all annen populasjonsmodellering vil en pålitelig estimering av restitusjonstid kreve gyldige inngangsverdier for de viktigste parametrene og tilhørende mål for deres naturlige variasjon. Rimelig komplette, empirisk dokumenterte datasett mangler for de aller fleste sjøfuglpopulasjoner.

Den mest alvorlige kunnskapsmangelen er likevel en annen. Beregningen forutsetter nemlig en nokså eksakt forståelse av hvordan disse inngangsverdiene endres når en skade oppstår, og hvordan de senere varierer med ulike tilstandsnivå for bestanden. Dette fordrer kvantitativ kunnskap om hvilke forhold som til enhver tid vil være begrensende for bestanden (f.eks. næring, leveområder m.v.). Slike tetthetsavhengige effekter er uten unntak dårlig kjent. Selv for de best studerte bestandene vil derfor de mange kildene til usikkerhet raskt multipliseres opp i beregningene. Dette fører til at resultatet med stor sannsynlighet er mer villedende enn veiledende, dersom det betraktes isolert. Å synliggjøre den samlede usikkerheten i beregningene er et klart behov som få eller ingen har maktet å tilfredsstille. Resultatene har derfor svært begrenset beslutningsrelevans, og må brukes med stor forsiktighet.

Dette leder til flere viktige konklusjoner. For det første må en innse at varigheten, så vel som omfanget, av enkelte skader ikke kan kvantifiseres fullt ut. Videre vil enhver form for naturlig restitusjon nødvendigvis måtte innebære (og være resultatet av) en positiv effekt av skaden for (noen av) de individene som ikke går til grunne eller på annen måte rammes negativt. For det tredje: Uansett fortegn, vil

bestandsutviklingen etter en skade ikke uten videre forklare noe om restitusjon. En bestandsøkning kan f.eks. utelukkende være et resultat av gode miljøbetingelser. På den andre siden av skalaen kan en pågående restitusjon lett overskygges av dårlige miljøforhold og derved bare bremse men ikke stanse en naturlig bestandsnedgang. Restitusjonen er like fullt reell, og den vil være fullbyrdet når bestanden igjen harmoniserer med de rådende miljøbetingelsene. Sist, men ikke minst: Restitusjon er kun et potensiale og langt fra en uavvendelig følge av en skade. I mange tilfeller kan tetthetsavhengigheten virke i negativ retning, ved at skaden bidrar til å forsterke andre negative faktorer for bestanden, f.eks. ved å øke predasjonsrisikoen eller redusere reproduksjonsvilkårene for gjenværende individer. Slike synergistiske effekter er sjelden vurdert kvantitativt.

Implikasjoner for modelleringen

Diskusjonen ovenfor setter klare begrensninger mht. bruk av populasjonsmodeller for å fremskaffe rent kvantitative resultater som beslutningsgrunnlag for miljøforvaltningen. Enhver kjøring av en populasjonsmodell krever nemlig matematisk formulerte forutsetninger for tetthetsavhengighet. I en sjøfuglsammenheng er modellering av denne type mest anvendt i tilknytning til konsekvensanalyser, f.eks. for å vurdere grad av miljørisiko knyttet til utvinning og transport av olje og oljeprodukter (f.eks. Wiens et al. 1982, Jødestøl et al. 1994), selv om mangelen på data oftest fremtvinger bruk av grove tilnærminger som savner et objektivt, empirisk fundament (f.eks. Sørgård et al. 1995, Jødestøl et al. 1996, Rye et al. 1998). I denne forbindelse er det imidlertid, såvidt vi kjenner til, kun publisert arbeider hvor modellutfallet av ethvert scenario predikerer, med angivelig stor sannsynlighet, at en skadet bestand vil restituere innen overskuelig fremtid (dvs. i løpet av ett eller flere tiår). Siden positive tetthetsavhengige responser ikke er selvfølgelig, er dette (sett under ett) merkelig ensidig og ikke troverdig. Ingen av disse arbeidene har da heller forsøkt å produsere estimer for den usikkerhet som akkumuleres i modelleringen.

Lunden som eksempel

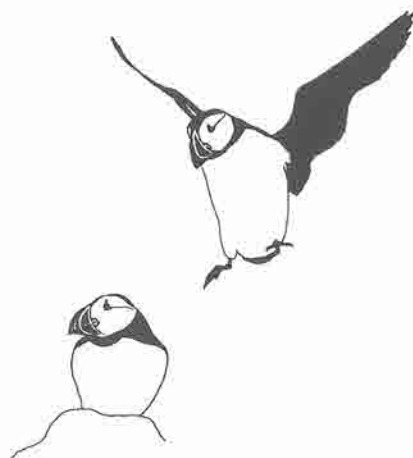
Resultater fra lundeforskningen på Røst kan illustrere poenget om betydningen av tetthetsavhengige responser: Reduksjon av gjennomsnittlig alder ved første hekking er ofte forventet som en positiv konsekvens for de gjenværende individer etter en bestandsreduksjon. Til tross for at bestanden på Røst ble halvert i løpet av få år, gir resultatene grunnlag for å konkludere at alder ved første hekking er 5-7 år, dvs. absolutt ikke tidligere enn det som er målt i stabile eller økende bestander (f.eks. Harris 1984, Hudson 1985). Dette antyder at eventuelle positive effekter for ungfuglene av bestandsreduksjonen er motvirket av negative konsekvenser knyttet til parallelle endringer i bestandens sosiale interaksjoner og/eller spesielt dårlige

næringsvilkår for de samme fuglene. Andre positive effekter som legges inn i modellene er helst knyttet til redusert konkurranse om næring eller reirplasser. En klar terskelrespons i sammenhengen mellom næringstilgang og hekke-resultat vil imidlertid kraftig redusere betydningen av næringskonkurranse. En slik sammenheng var meget tydelig på Røst, og tilsvarende relasjoner må forventes for en rekke andre sjøfuglpopulasjoner og deres viktigste byttedyr. Lunden er meget stedtro til reirplassen. Dessuten hekker den skjult og har relativt få naturlige fiender og konkurrenter i hekkeområdet. En positiv respons på økt tilgjengelighet av reirplasser kan derfor ikke påregnes i betydelig grad, i alle fall ikke så lenge habitatet ikke er mettet av fugl. Redusert evne til forsvar og sosial koordinering for de gjenværende individene er mer opplagte effekter av uttynning i en sjøfuglkoloni, og dette er forhold som vil motvirke restitusjon.

4.4 Konklusjon

Utfordring V

Argumentasjonen i dette kapitlet viser hvordan resultater fra langtidssstudier i naturlige bestander kan øke forståelsen av hvilken betydning tetthetsavhengig regulering har for våre sjøfuglbestander. Denne betydningen, og derved også balansen i reguleringsmekanismene, må forventes å variere i takt med tilstanden for populasjonene og variasjonene i deres fysiske og biologiske miljø. En videreføring av langtidsseriene for lundebestanden på Røst er en meget verdifull og ganske unik mulighet til å bedre kunnskapen på dette feltet.



5 Referanser

- Albertsen, J.Ø. 1995. Food choice of breeding puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. – Cand. scient. oppgave i terrestrisk økologi, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 32 s.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1986. On the adaptive significance of hatching asynchrony and egg-size variation in the Shag *Phalacrocorax aristotelis*. – Cand. scient. oppgave i økologi, Zool. Museum, Univ. Oslo.
- Anker-Nilssen, T., red. 1983. Rapport fra Røstprosjektet 1983. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 64 s.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. – Fauna norv. Ser. C., Cinclus 10: 21-38.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Taksering av lunde i risikoområdet for Midt-norsk Sokkel. – I Børresen, J.A. & Moe, K., red. AKUP Årsrapport 1990. Upubl. rapp., OED, Oslo. s. 13-18 (seksjon I).
- Anker-Nilssen, T. 1991. Kystøkologi lunde Røst. Årsrapport 1990. – NINA Oppdragsmelding 67: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. – Dr. scient. avhandling i terrestrisk økologi, Zool. Inst., Univ. Trondheim. 46 s. + 5 artikler.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunder på Røst. – NINA Oppdragsmelding 216: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Lunde *Fratercula arctica*. – I Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s.258-259.
- Anker-Nilssen, T. 1995. Økologiske relasjoner: Bestandsinteraksjoner lunde/sild. – I Anon., red. Biologisk mangfold og forvaltning i kystsonen. Seminarreferat, Direktoratet for naturforvaltning. DN Notat 1995-3: 3-13.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Resultater fra Havsvaleprosjektet i 1997. – Ringmerkaren 10: (i trykk).
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. – Polar Research 8: 67-76.
- Anker-Nilssen, T. & Barrett, R.T. 1991. Status of seabirds in northern Norway. – Brit. Birds 84: 329-341.
- Anker-Nilssen, T. & Anker-Nilssen, P.G. 1993. Breeding of the Leach's Petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the Røst archipelago, northern Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 16: 19-24.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, N Norway, 1979-1988. – Ornis Scand. 24: 1-9.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunde på Røst. – NINA Fagrapport 15: 1-48.
- Anker-Nilssen, T., Fossum, P. & Svendsen, E. 1994a. Lunde og sild ved Røst. Hva hendte sommeren 1993? – Fisker Hav. 1994 (Sænummer 2): 81-93.
- Anker-Nilssen, T., Nygård, T., Røv, N. & Øyen, I.J. 1994b. Sjøfugl. – I Brunvoll, F., Schønning, P., Rübberdt, S., Theodorsen, P., Kielland, G. & Midtland, S., red. Naturmiljøet i tall. Kapittel 24. Kyst og fjorder. Statistisk sentralbyrå, Direktoratet for naturforvaltning. Universitetsforlaget, Oslo. s. 284-288.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. An assessment of the Norwegian monitoring programme for breeding and wintering seabirds. – Wildl. Biol. 2: 17-26.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Krasnov, Y.V. 1997. Long- and Short-term Responses of Seabirds in the Norwegian and Barents Seas to Changes in Stocks of Prey Fish. – Proceedings of the International Symposium on the Role of Forage Fishes in Marine Ecosystems, November 13-16, 1996, Anchorage, Alaska. Alaska Sea Grant College Program Report No. 97-01: 683-698. University of Alaska, Fairbanks.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. i manuskript. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Anon. 1998. Preliminary report of the International 0-group fish survey in the Barents Sea and adjacent waters in August-September 1997. – ICES C.M. 1998/G:H: 1-25.
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Nøttestad, L. & Vabø, R. 1998. Atlantic Puffins hunting juvenile herring: How can schools of newly metamorphosed fish protect themselves towards predators if not cooperating? – GLOBEC open science meeting, Paris, 17-20 March 1998. (Proceedings trykkes i Fisheries Oceanography)
- Bakken, V. 1984. Takseringsmetodikk for lomvi *Uria aalge* i tre felt på Vedøy, Røst. – Cand. real. oppgave, Zool. Inst., Univ. Oslo.
- Bakken, V. 1989. The population development of Common Guillemots *Uria aalge* on Vedøy, Røst. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 12: 41-46.
- Barrett, R.T. & Anker-Nilssen, T. 1997. Egg-laying, chick growth and food of Black Guillemots *Cephus grylle* in North Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 20: 69-79.
- Barrett, R.T., Fieler, R., Anker-Nilssen, T. & Rikardsen, F. 1985. Measurements and weight changes of Norwegian adult Puffins *Fratercula arctica* and Kittiwakes *Rissa tridactyla* during the breeding season. – Ringing and Migration 6: 102-112.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Rikardsen, F., Valde, K., Røv, N. & Vader, W. 1987. The food, growth and fledging success of Norwegian Puffin chicks *Fratercula arctica* in 1980-1983. – Ornis Scand. 18: 73-83.
- Bergstad, O.A., Jørgensen, T. & Dragesund, O. 1987. Life history and ecology of the gadoid resources of the Barents Sea. – Fish. Res. 5: 119-161.
- Bradstreet, M.S.W. & Brown, R.G.B. 1985. Feeding ecology of the Atlantic Alcidae. – I Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. The Atlantic Alcidae. The evolution, distribution and biology of the auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent water areas. Academic Press, London. s. 263-318.
- Brandsæter, I. 1997. Inhomogene diffusjonsprosesser som stokastiske analogier til deterministiske vekstmodeller. – Cand. scient. oppgave i matematisk statistikk, Institutt for matematiske fag, NTNU, Trondheim. 133 s.
- Breivik, M. 1991. Endringer i energiutnyttelse hos unger av lunde og teist. – Hovedoppgave, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 36 s.
- Burger, A. & Simpson, M. 1986. Diving depths of Atlantic Puffins and Common Murres. – Auk 103: 828-830.

- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. – Biol. Oceanogr. 5: 261-271.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Asheim, M., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Jacobsen, K.-O., Johnsen, I., Sæther, B.-E. og Tveraa, T. 1994. Hekkeinvestering og voksendødelighet hos norske sjøfugler. – NINA Forskningsrapport 49: 1-25.
- Erikstad, K.E., Asheim, M., Fauchald, P., Dahlhaug, L. & Tveraa, T. 1997. Adjustment of parental effort in the puffin; the roles of adult body condition and chick size. – Behav Ecol Sociobiol 40: 95-100.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998a. Demografi og voksenoverlevelse i noen norske sjøfuglbestander. – NINA Oppdragsmelding 515: 1-15.
- Erikstad, K. E., Fauchald, P., Tveraa, T. and Steen, H. 1998b. On the cost of reproduction in long-lived birds; the influence of environmental variability. – Ecology 79: (i trykk).
- Forslund, P. & Pärt, T. 1995. Age and reproduction in birds – hypotheses and test. – TREE 10: 374-378.
- Hamre, J. 1988. Some aspects of the interrelation between the Herring in the Norwegian Sea and the stocks of Capelin and Cod in the Barents Sea. – ICES C.M. 1988/H:42: 1-15.
- Hamre, J. & Røttingen, I. 1989. Norsk vårgytende sild. – I Anon., red. Ressurversikt for 1989 og havmiljørapport for 1988. Fiskeri Hav., Særnummer 1-1989: 7-8.
- Harris, M.P. 1984. The Puffin. – T & A D Poyser Ltd., Calton, England. 224 s.
- Harris, M.P., Freeman, S.N., Wanless, S., Morgan, B.J.T. & Wernham, C.V. 1997. Factors influencing the survival of Puffins *Fratercula arctica* at a North Sea colony over a 20-year period. – J. Avian Biol. 28: 287-295.
- Henriksen, M. 1998. Ulike næringsøkonomiske variabelers betydning for energiinntaket til unger av lunde *Fratercula arctica*, belyst på bakgrunn av optimal forussetteori. – Cand. scient. oppgave, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 29 s.
- Hoyt, D.F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. – Auk 96:73-77.
- Hudson, P.J. 1985. Population parameters for the Atlantic Alcidae. – I Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. The Atlantic Alcidae. The evolution, distribution and biology of the auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent water areas. Academic Press, London. s. 233-261.
- Jones, P.H., Blake, B.F., Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. The examination of birds killed in oilspills and other incidents – a manual of suggested procedure. – Nature Conservancy Council, Aberdeen. 32 s.
- Jødestøl, K.A., Sørgård, E. & Bitner-Gregersen, E. 1994. Grunnlagsrapport til konsekvensutredning for Norge: Konsekvenser for lundefugl på Røst ved utslipp av olje fra Norge. – DNV Teknisk Rapport 94-3488, Det Norske Veritas Industry AS, Høvik. 60 s.
- Jødestøl, K.A., Sørgård, E., Hoell, E. & Fredheim, B. 1996. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Metodebeskrivelse. – DNV teknisk rapport 95-3562, Det Norske Veritas AS, Høvik. 74 s.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. – Ecol. Monogr. 62: 67-118.
- Lid, G. 1981. Reproduction of the Puffin on Røst in the Lofoten Islands in 1964-1980. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 4: 30-39.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Takseringsmanual. – NINA Oppdragsmelding 16: 1-27.
- Lorentsen, S.-H. 1997. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1997. – NINA Oppdragsmelding 516: 1-83.
- Myrberget, S. 1962. Undersøkelser over forplantningsbiologien til lunde (*Fratercula arctica* (L.)). Egg, ruging og unger. – Medd. Stat. viltund. Ser. 2 (11): 1-51.
- Myrberget, S. 1973. Merking av toppskarv og lunde på Røst. – Sterna 12: 307-315.
- Myrberget, S. 1981. Criteria of physical condition of fledging Puffins. – Proc. Second Nordic Congr. Ornithol. 1979: 43-46.
- NFR 1995. Marine ressurser og miljø. Programnotat. – Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling, Oslo. 17 s.
- NINA 1997. Revidert beskrivelse av et kystøkologisk instituttprogram for NINA i perioden 1998-2002. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 19 s.
- Nisbet, I.C.T. 1989. Long-term ecological studies of seabirds. – Colonial Waterbirds 12: 143-147.
- Orians, G.H. & Pearson, N.E. 1979. On the theory of central place foraging. – I Horn, D.J., Stairs, G.R. & Mitchell, R.D., red. Analysis of Ecological Systems. Ohio State Univ. Press, Columbus. s. 155-177.
- Otnes, B. & Skjold, R. 1992. Fototaksering som eit hjelpemiddel i overvåking av ein populasjon lunde (*Fratercula arctica*). – Hovedoppgave, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 40 s.
- Phillips, R.A. & Furness, R.W. 1997. Predicting the sex of parasitic jaegers by discriminant analysis. – Colonial Waterbirds 20: 14-23.
- Pradel, R. & Lebreton, J.-D. 1991. User's manual for program SURGE Version 4.1. – Upubl. rapport, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, Montpellier, Frankrike. 35 s.
- Rye, H., Holand, P. & Serigstad, B. 1998. ROS – Risiko- og sårbarhetsforskning. Metodikk for miljørisikoanalyse. – SINTEF rapport STF66 F97043, SINTEF Kjemi, Trondheim. 77 s.
- Røstad, O.W. 1988. Rapport fra Røstprosjektet 1986-1987. – Upubl. rapp., NINA, Trondheim. 22 s.
- Røttingen, I. 1998. Norsk vårgytende sild. – I Toresen, R., red. Havets ressurser 1998. Fiskeri Hav., Særnummer 1-1998: 44-48.
- Storli, L.T. 1998. Pilotprosjekt på Røst: Verdens første lunde med satellittsender. – Stiftelsen 3 (1): 10-11. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU), Trondheim.
- Sæther, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. – I Power, D.M., red. Current Ornithology, Vol. 7. Plenum Publ. Corp., New York. s. 251-283.
- Sæther, B.-E., Birks, H.J.B., Hindar, K., Hoell, A.H., Mork, J., Nordal, I., Schei, P.J. & Solbreck, C. 1992. Forskning for bevaring av biologisk mangfold. Innstilling fra en arbeidsgruppe nedsatt av Nasjonal komite for miljøvernforskning. – Nasjonal komite for miljøvernforskning, Norges allmennvitenskapelige forskningsråd, Oslo. 64 s.
- Sørgård, E., Jødestøl, K.A., Hoell, E. & Fredheim, B. 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Grunnlagsrapport. – DNV teknisk rapport 95-3563, Det Norske Veritas AS, Høvik. 75 s.

- Toresen, R. 1985. Recruitment indices of Norwegian spring spawning herring based on results of International 0-group survey in the Barents Sea. – ICES C.M. 1985/H:54: 1-9.
- Tschanz, B. 1979. Zur Entwicklung von Papageitaucherküken *Fratercula arctica* in Freiland und Labor bei unzulänglichem und ausreichendem Futterangebot. – Fauna norv. Ser. C., Cinclus 2: 70-94.
- Vader, W., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Barrett, R. & Strann, K.-B. 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development of fish-eating seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. – Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989, 1: 143-150.
- Wiens, J.A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 2. Processes and variations. – Cambridge Studies in Ecology, Cambridge Univ. Press. 316 s.
- Wiens, J.A., Ford, R.G. & Heinemann, D. 1982. Simulation modeling of marine bird populations energetics, food consumption, and sensitivity to perturbation. – U.S. Dept. Commer., NOAA, Outer Continental Shelf Environmental Assessment Program (OCSEAP) Final Report 30, s. 599-644.
- Wilcox, B.A. 1984. In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements. – I McNeeley, J.A. & Miller, K.R., red. National parks, conservation, and development: The role of protected areas in sustaining society. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. s. 639-647.
- Wilson, E.O. & Peter, F.M., red. 1988. Biodiversity. – National Academy Press, Washington, D.C. 521 s.
- Wold, H.A. 1991. I paradisets første krets. – J.W. Cappelens forlag a.s. 177 s.
- Wooler, R.D., Bradley, J.S. & Croxall, J.P. 1992. Long-term population studies of seabirds. – TREE 7: 111-114.
- Øyan, H.S. 1993. Growth in Puffin *Fratercula arctica* chicks in relation to food supply; an experiment. – Cand. scient. oppgave i terrestrisk økologi, Univ. Trondheim. 29 s.
- Øyan, H.S. & Anker-Nilssen, T. 1996. Allocation of growth in food-stressed Atlantic puffin chicks. – Auk 113 (4): 830-841.



6 Ornitologisk bibliografi for Røst

Denne bibliografien er en oppdatert versjon av den som tidligere er presentert av Anker-Nilssen (1991). Listen omfatter de aller fleste arbeider som presenterer resultater fra sjøfuglundersøkelser på Røst de siste 35 år, samt enkelte andre skrifter som inneholder opplysninger om fuglelivet i øygruppen.

- Albertsen, J.Ø. 1995. Food choice of breeding puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. – Cand. scient. oppgave i terrestrisk økologi, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 32 s.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1985. Taksering av toppskarv *Phalacrocorax aristotelis* på Ellefsnyken, Røst 1985. – Upubl. rapp., DVF, Trondheim. 16 s.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1986. On the adaptive significance of hatching asynchrony and egg-size variation in the Shag *Phalacrocorax aristotelis*. – Cand. scient. oppgave i økologi, Zool. Museum, Univ. Oslo.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1988. Adaptive significance of asynchronous hatching in the Shag: a test of the brood reduction hypothesis. – J. Anim. Ecol. 57: 329-344.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1990. Egg Size and Parental Quality Influence Nestling Growth in the Shag. – Auk 107: 410-413.
- Anker-Nilssen, P. 1990. Lundeungers vektutvikling og dødelighet i lys av næringstilgang. Prosjektoppgave i Bio 210, Generell økologi. – Upubl. rapp., Univ. Oslo. 10 s.
- Anker-Nilssen, T., red. 1983. Rapport fra Røstprosjektet 1983. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 64 s.
- Anker-Nilssen, T. 1984. Røst. Prosjektet og sjøfuglforvaltningen. Truslene mot sjøfuglene. – Norsk Natur 20: 10-12.
- Anker-Nilssen, T. 1985. Svømmetrekk- og myteundersøkelser på Røst i 1985. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 19 s.
- Anker-Nilssen, T. 1986. Lundehekkingen på Røst i 1984 og 1985. – Nytt fra Sjøfuglprosjektet 2-86. 5 s.
- Anker-Nilssen, T., red. 1986. Rapport fra Røstprosjektet 1984-1985. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 61 s.
- Anker-Nilssen, T. 1986. Røst, lundefuglens gamle hjem. – Uke-Adressa 33/86: 2-14.
- Anker-Nilssen, T. 1986. Røstprosjektet, Zoologisk Museum Oslo. Kort statusrapport for prosjektarbeidet i 1986. – I Lorentsen, S.-H., red. Referat fra sjøfuglforskermøte ved Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim 17.10 1986. Upubl. rapp., DN, Trondheim. s. 22-24.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Hekkebestandene av noen sjøfuglarter på Røst. – Upubl. rapp., Trondheim. 12 s.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Sjøfugl i krise: Lundefuglens mareritt. – Vi Menn 6/87: 46-48.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Sjøfuglhekkingen på Røst i 1987. – I Pedersen, B., red. Referat fra sjøfuglforskermøte ved Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim 17.09 1987. Upubl. rapp., DN, Trondheim. s. 31-33.

- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. – Fauna norv. Ser. C., Cinclus 10: 21-38.
- Anker-Nilssen, T. 1988. Sjøfuglundersøkelser på Røst i 1988. – I Bakken, V., red. Referat fra sjøfuglforskermøte ved Norsk Polarinstitutt 27 oktober 1988. Upubl. rapp., Norsk Polarinstitutt, Oslo. s. 34-40.
- Anker-Nilssen, T. 1989. Sjøfuglundersøkelsene på Røst i 1989. – I Erikstad, K.E., red. Referat fra sjøfuglmøte Tromsø Museum 19/10-89. Upubl. rapp., NINA, Tromsø.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Kystøkologi lunde Røst. – I Skipnes, K. & Toft, G.O., red. Referat fra sjøfuglmøte Stavanger Museum 5.-6. november 1990. Upubl. rapp., Stavanger Museum, Stavanger.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Kystøkologi lunde Røst. Fremdriftsrapport pr. 31.08.1990 NINA Prosjekt 2696. – Upubl. rapp., NINA, Trondheim. 9 s.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Ringmerking av havsvaler og stormsvaler i Norge. – Ringmerkaren 2: 144-152.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Sjøfuglsituasjonen i Barentshavet. – Biolog 1990,1: 8-21.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Sjøfuglsituasjonen i Barentshavet (Del I). – Unge Forskere 11,1: 4-6.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Sjøfuglsituasjonen i Barentshavet (Del II). – Unge Forskere 11,2: 20-21+41.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Taksering av lunde i risikoområdet for Midt-norsk Sokkel. – I Børresen, J.A. & Moe, K., red. AKUP Årsrapport 1990. Upubl. rapp., OED, Oslo. s. 13-18 (seksjon I).
- Anker-Nilssen, T. 1991. Fremdriftsrapport for prosjektet Kystøkologi lunde Røst. – Upubl. notat, NINA, Trondheim. 1 s.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Kystøkologi lunde Røst. Årsrapport 1990. – NINA Oppdragsmelding 67: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1991. 0-group Atlanto-Scandian herring *Clupea harengus* as food for puffins *Fratercula arctica*. – I Kapel, F.O., red. Report of a Nordic seminar on predation and predatory processes in marine mammals and sea-birds, Tromsø 25-29 April 1991. Univ. Tromsø. s. 13-16.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Ringmerking av havsvaler og stormsvaler i 1990. – Ringmerkaren 3: 140-148.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Røstprosjektets ringmerkingsvirksomhet 1979-1990. – Ringmerkaren 3: 24-25.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Sjøfuglers demografi. Fremdriftsrapport 1991. Voksendødelighet hos lunde på Røst. – Upubl. notat, NINA, Trondheim. 1 s.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. – Dr. scient. avhandling i terrestrisk økologi, Zool. Inst., Univ. Trondheim. 46 s. + 5 artikler.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Fremdriftsrapport for prosjektet Kystøkologi – lunde Røst. – Upubl. notat, NINA, Trondheim. 2 s.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Ringmerking av havsvaler og stormsvaler i 1991. – Ringmerkaren 4: 148-154.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Røstprosjektets ringmerkingsvirksomhet i 1991. – Ringmerkaren 4: 26-27.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Voksendødelighet – lunde Røst. Kort fremdriftsrapport for pr. november 1992. – Upubl. notat, NINA, Trondheim. 2 s.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunde på Røst. – NINA Oppdragsmelding 216: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Forvirring om lunden. – Debattinnlegg, Dagbladet 29. august 1993. s. 25.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Fremdriftsrapport pr. november 1993. – I Anker-Nilssen, T. Kystøkologi lunde Røst. Prosjektbeskrivelse for 1994. Upubl. notat, NINA, Trondheim. s. 8-9.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Lunden på Røst. En situasjonsrapport om lundene og lundeforskningen på Røst. – Kirkeblad for Værøy og Røst 37 (2): 3-7.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Kystøkologi. – I Gunnerød, T.B., red. NINA Årsmelding 1992. NINA, Trondheim. s. 29.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Mye om lunde og litt om andre fugler på Røst. – Fugler i Telemark 1: 70-74.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Ringmerking av havsvaler og stormsvaler i 1992. – Ringmerkaren 5: 163-174.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Røstprosjektets ringmerkingsvirksomhet i 1992. – Ringmerkaren 5: 27.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Havsvaler *Hydrobates pelagicus*. – I Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s. 42-43.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Interaksjoner mellom lunde og sild i Norskehavet. Norske Havforskeres Forening Årsrapport 1994. (in press).
- Anker-Nilssen, T. 1994. Lunde *Fratercula arctica*. – I Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s.258-259.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Lunde Røst. Fremdriftsrapport september 1994. Omhandler prosjektet Kystøkologi – lunde Røst og tilknyttede resultater fra bestandsovervåkning og demografistudier. – Norsk institutt for naturforskning. 5 s.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Ringmerking av havsvaler og stormsvaler i 1993. – Ringmerkaren 6: 173-187.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Røstprosjektets ringmerkingsvirksomhet i 1993. – Ringmerkaren 6: 29.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Stormsvaler *Oceanodroma leucorhoa*. – I Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s.44-45.
- Anker-Nilssen, T. 1994. The interrelationship between Puffins *Fratercula arctica* and herring *Clupea harengus* in northern Norway. – I Rinde, E., red. Mare Nor Symposium on the Ecology of Fjords and Coastal Waters, Tromsø 5-9 December 1994. Book of abstracts. NFR, Oslo. s. 36.
- Anker-Nilssen, T. 1995. Fremdriftsrapport for prosjektnr 109375-/110: Bestandsinteraksjoner mellom 0-gruppe sild og lunde. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 3 pp.
- Anker-Nilssen, T. 1995. Havsvalefangsten i Norge 1994. – Ringmerkaren 7: 201-215.
- Anker-Nilssen, T. 1995. Røstprosjektets ringmerkingsvirksomhet i 1994. – Ringmerkaren 7: 64.
- Anker-Nilssen, T. 1995. The long-term breeding disaster of puffins at Røst; causes and consequences. – I Tasker, M.L., red. Threats to seabirds. Proc. Fifth Intern. Seabird Group. Conf. s. 7.
- Anker-Nilssen, T. 1995. Økologiske relasjoner: Bestandsinteraksjoner lunde/sild. – I Anon., red. Biologisk mangfold og

- forvaltning i kystsonen. Seminarreferat, Direktoratet for naturforvaltning. DN Notat 1995-3: 3-13.
- Anker-Nilssen, T. 1996. FoU-oppgaver knyttet til norske sjøfuglbestander, med fokus på faglige prinsipper og revidert plan for den nasjonale sjøfuglovervåkingen. Miljøvernetatens fagsamling om viltforvaltning, Bergen, 5-6 June 1996.
- Anker-Nilssen, T. 1996. Fremdriftsrapport for NFR-prosjekt nr 109375/110: Bestandsinteraksjoner mellom 0-gruppe sild og lunde. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 6 s.
- Anker-Nilssen, T. 1996. Røst fra et avbrutt måltid. – Stiften 2 (2): 28. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU), Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1996. Røstprosjektet. Ringmerkingsoversikt for 1995. – Ringmerkaren 8: 80.
- Anker-Nilssen, T. 1996. Salte svaler i Norge 1995. – Ringmerkaren 8: 180-196.
- Anker-Nilssen, T. 1996. Sjøfuglovervåkingen i Norge og verdien av lange tidsserier. – Fagseminar om sjøfugl og sjøfuglforvaltning, NOFs årsmøte, Kjeldsund, Hareid, April 1996.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Alke. – I Vik, R. & Ree, V., red. Norges Fugleliv. Fjerde utgave. Det Beste A/S, Oslo. s. 312.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Fremdriftsrapport for NFR-prosjekt nr 109375/110: Bestandsinteraksjoner mellom 0-gruppe sild og lunde. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 5 s.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Havsvale og stormsvale. – I Vik, R. & Ree, V., red. Norges Fugleliv. Fjerde utgave. Det Beste A/S, Oslo. s. 305.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Lunde. – I Vik, R. & Ree, V., red. Norges Fugleliv. Fjerde utgave. Det Beste A/S, Oslo. s. 313.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Teist. – In: Vik, R. & Ree, V., red. Norges Fugleliv. Fjerde utgave. Det Beste A/S, Oslo. s. 299.
- Anker-Nilssen, T. 1997. De nord-norske fuglefjell. Fra Lovunden i Helgeland til Store Ekkerøy i Øst-Finnmark. – I Vik, R. & Ree, V., red. Norges Fugleliv. Fjerde utgave. Det Beste A/S, Oslo. s. 458-462.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Resultater fra havsvaleprosjektet i 1996. – Ringmerkaren 9: 159-169.
- Anker-Nilssen, T. 1997. Røstprosjektet. Ringmerkingsoversikt for 1996. – Ringmerkaren 9: 73.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lunder, sild og noe til: en analyse av våre lengste sjøfuglserier. – I Erikstad, K.E., red. NINAs instituttprogram for kystøkologi, 1990-95. Sluttrapport. NINA Temahefte XX: (i trykk).
- Anker-Nilssen, T. 1998. Resultater fra havsvaleprosjektet i 1997. – Ringmerkaren 10: (i trykk).
- Anker-Nilssen, T. 1998. Røstprosjektet. Ringmerkingsoversikt for 1997. – Ringmerkaren 10: (i trykk).
- Anker-Nilssen, T. i trykk. Næring som regulerende faktor for reproduksjon og bestandsutvikling hos norske lunder. – I Ekker, M. & Pagh Jensen, F., red. Proceedings fra nordisk workshop om bestandsendringer hos alkefugl i Norden, Songli, 21-23 oktober 1992.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Røstad, O.W. 1984. Sjøfuglundersøkelser på Røst 1979-1983. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo, DVF, Trondheim. 85 s.
- Anker-Nilssen, T., Hope Jones, P. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. – Seabird 11: 28-46.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. – Polar Research 8: 67-76.
- Anker-Nilssen, T. & Barrett, R.T. 1991. Status of seabirds in northern Norway. – Brit. Birds 84: 329-341.
- Anker-Nilssen, T. & Anker-Nilssen, P.G. 1993. Breeding of the Leach's Petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the Røst archipelago, northern Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 16: 19-24.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, N Norway, 1979-1988. – Ornis Scand. 24: 1-9.
- Anker-Nilssen, T. & Østnes, J.E. 1994. Fuglefjell. – I Storrusten, E. Hurtigruteboka. Ofoten & Vesteraalen Dampskibsselskap, Narvik, Troms Fylkes Dampskipsselskap, Tromsø og Finnmarks Fylkesrederi og Ruteselskap, Hammerfest. s. 28-29.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. – NINA Fagrapport 15: 1-48.
- Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 1997. Bestandsinteraksjoner mellom lunde og 0-gruppe sild. – I Anon., red. Faktaark, Marine ressurser og miljø, et program under Norges Forskningsråd. Katalog, NFR, Bioproduksjon og foredling, Oslo.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. i manuskript. Avifauna Roestensis. – Upubl. rapp.
- Anker-Nilssen, T., Fossum, P. & Svendsen, E. 1994. Lunde og sild ved Røst. Hva hendte sommeren 1993? – Fisker Hav. 1994 (Særnummer 2): 81-93.
- Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.H. 1994. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel. Dokumentasjonsrapport. – NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.
- Anker-Nilssen, T., Nygård, T., Røv, N. & Øyan, I.J. 1994. Sjøfugl. – I Brunvoll, F., Schøning, P., Rübberdt, S., Theodorsen, P., Kielland, G. & Midtland, S., red. Naturmiljøet i tall. Kapittel 24. Kyst og fjorder. Statistisk sentralbyrå, Direktoratet for naturforvaltning. Unversitetsforlaget, Oslo. s. 284-288.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. Aims and effort in seabird monitoring: an assessment based on Norwegian data. – Wildl. Biol. 2 (1): 17-26.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Krasnov, Y.V. 1997. Long- and Short-term Responses of Seabirds in the Norwegian and Barents Seas to Changes in Stocks of Prey Fish. – Proceedings of the International Symposium on the Role of Forage Fishes in Marine Ecosystems, November 13-16, 1996, Anchorage, Alaska. Alaska Sea Grant College Program Report No. 97-01: 683-698. University of Alaska, Fairbanks.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Bianki, V.V., Golovkin, A.N., Tatarinkova, I.P. & Strøm, H., red. 1998. Status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Medd. XX: (i trykk).
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. i manuskript. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Anon. 1979. Faunistisk rapport fra Nordland 1970-1978. – Vår Fuglefauna 2: 176-184.
- Anon. 1994. Report of the study group on seabird/fish interactions. Copenhagen, 6-10 September 1993. – ICES C.M. 1994/L:3: 1-119.

- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Nøttestad, L. & Vabø, R. 1998. Atlantic Puffins hunting juvenile herring: How can schools of newly metamorphosed fish protect themselves towards predators if not cooperating? – GLOBEC open science meeting, Paris, 17-20 March 1998. (Proceedings trykkes i Fisheries Oceanography)
- Aandahl, A. 1981. Ferdelseregulering i fuglefjellene på Røst. – Vår Fuglefauna 4: 150-151.
- Baines, S. 1981. Ornitologisk rapport fra Røstlandet, Røst kommune. – Upubl. rapp., Røst. 9+3 s.
- Baines, S.J. & Anker-Nilssen, T. 1991. Fugler på Røst. – Røst kommune. 64 s. (Illustrert fugleguide, også utgitt på engelsk, tysk og fransk).
- Bakken, V. 1984. Takseringsmetodikk for lomvi *Uria aalge* i tre felt på Vedøy, Røst. – Cand. real. oppgave, Zool. Inst., Univ. Oslo.
- Bakken, V. 1986. A method for assessing changes in the breeding population of Guillemots *Uria aalge* on Vedøy, Røst. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 9: 25-34.
- Bakken, V. 1989. The population development of Common Guillemots *Uria aalge* on Vedøy, Røst. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 12: 41-46.
- Bakken, V., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Gabrielsen, G.O. & Nygård, T. Joint Russian-Norwegian seabird projects. – Circumpolar Seabird Bulletin 2: 36-38.
- Barrett, R.T. 1994. Seabirds – their past and future. – I Barrett, R.T. et al., red. Way North – Bird Life. Tromsø Museum. s. 31-38.
- Barrett, R.T. & Anker-Nilssen, T. 1997. Egg-laying, chick growth and food of Black Guillemots *Cephus grylle* in North Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 20: 69-79.
- Barrett, R.T., Fieler, R., Anker-Nilssen, T. & Rikardsen, F. 1985. Measurements and weight changes of Norwegian adult Puffins *Fratercula arctica* and Kittiwakes *Rissa tridactyla* during the breeding season. – Ringing and Migration 6: 102-112.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T. & Folkestad, A.O. 1985. Monitoring of breeding auks and Kittiwakes in Norway. – I Tasker, M.L., red. Population and Monitoring Studies of Seabirds. Proc. Sec. Intern. Conf. Seabird Group. s. 13-15.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Rikardsen, F., Valde, K., Røv, N. & Vader, W. 1987. The food, growth and fledging success of Norwegian Puffin chicks *Fratercula arctica* in 1980-1983. – Ornis Scand. 18: 73-83.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T. & Krasnov, Y.V. 1996. Long- and short-term responses to changes in prey fish stocks by seabirds breeding in North Norway and Northwest Russia. – International Marine Ecology Symposium, St. Petersburg, Russland, september 1996.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T. & Krasnov, Y.V. 1997. Can Norwegian and Russian Razorbills *Alca torda* be identified by their measurements? – Marine Ornithology 25: (i trykk).
- Barth, E.K. 1963. Trekk av fuglelivet på Røst og i Hamarøy. – Sterna 5: 169-181.
- Bentz, P.-G. 1988. Sjeldne fugler i Norge i 1986. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. – Vår Fuglefauna 11: 87-93.
- Bentz, P.-G. 1989. Sjeldne fugler i Norge i 1987. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. – Vår Fuglefauna 12: 101-110.
- Bentz, P.-G. & Clark, A.W. 1990. Sjeldne fugler i Norge i 1988. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. – Vår Fuglefauna 13: 131-143.
- Bosy, R.G. & Clark, A.W. 1993. Sjeldne fugler i Norge i 1991. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF). – Vår Fuglefauna 16: 205-225.
- Brandsæter, I. 1997. Inhomogene diffusionsprosesser som stokastiske analogier til deterministiske vekstmodeller. – Cand. scient. oppgave i matematisk statistikk, Institutt for matematiske fag, NTNU, Trondheim. 133 s.
- Breivik, M. 1991. Endringer i energiutnyttelse hos unger av lunde og teist. – Hovedoppgave, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 36 s.
- Brun, E. 1965. Polarlomvien, *Uria lomvia* (L.) som rugefugl i Norge. – Sterna 6: 229-250.
- Brun, E. 1966. Hekkebestanden av lunde *Fratercula arctica* (L.) i Norge. – Sterna 7: 1-17.
- Brun, E. 1969. Utbredelse og hekkebestand av lomvi (*Uria aalge*) i Norge. – Sterna 8: 209-222.
- Brun, E. 1969. Utbredelse og hekkebestand av alke (*Alca torda*) i Norge. – Sterna 8: 345-359.
- Brun, E. 1979. Present Status and Trends in Population of Seabirds in Norway. – I Bartonek, J.C. & Nettleship, D.N., red. Conservation of Marine Birds of Northern North America. U.S. Dept. Int., Fish Wildl. Serv. Wildl. Res. Rep. 11. s. 289-301.
- Byrkjeland, S., red. 1989. Lundene på Røst: 1989 brukbart – men ikke topp. – Vår Fuglefauna 12: 155.
- Byrkjeland, S., red. 1993. Lundene på Røst: Lysere utsikter – men ennå langt fram! – Vår Fuglefauna 16: 28-33.
- Clark, A.W. 1991. Sjeldne fugler i Norge i 1989. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. – Vår Fuglefauna 14: 135-150.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Asheim, M., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Jacobsen, K.-O., Johnsen, I., Sæther, B.-E. og Tveraa, T. 1994. Hekkeinvestering og voksendødelighet hos norske sjøfugler. – NINA Forskningsrapport 49: 1-25.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998. Demografi og voksenoverlevelse i noen norske sjøfuglbestander. – NINA Oppdragsmelding 515: 1-15.
- Erikstad, K.E., Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Fauchald, P., Gabrielsen, G.W., Lønne, O.J., Moum, T., Skarsfjord, H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 1998. Sjøfugl. – I Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. & Tufteland, G., red. Kystøkologi. Universitetsforlaget, Oslo. s. 132-163.
- Fagerli, M., Meyer, K.A. & Asphjell, J.Å. 1987. Avifaunistisk rapport fra Nordland 1979-1983. – Vår Fuglefauna 10: 165-174.
- Fjeldså, J. 1966. Fuglenotiser fra Røst, juni 1961. – Sterna 7: 18.
- Follestad, A. 1987. Sjøfuglressursene i influensområdet til rørledning for ilandføring av olje fra Haltenbanken. – Upubl. rapp (til Statoil), DN, Trondheim.
- Follestad, A. 1989. Seabird resources in the influence area of the Heidrun field at Haltenbanken. – NINA Oppdragsmelding 29: 1-68.
- Follestad, A., Nygård, T., Røv, N. and Larsen, B.H. 1988. Distribution and numbers of moulting non-breeding Greylag Geese in Norway. – Wildfowl 39: 82-87.
- Follestad, A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved petroleumsvirksomhet på

- Åsgard, Midt-norsk sokkel. Dokumentasjonsrapport. – NINA Oppdragsmelding 384: 1-74.
- Fossum, P. & Anker-Nilssen, T. 1996. Interaksjoner mellom sild og lunde. – Årsmøteseminar, Norske Havforskeres Forening, Tromsø 1-3 November 1996. NHF Årsrapport 1996. s. 24.
- Grønlie, A. M. 1948. The ornithocoprophilous vegetation of the bird-cliffs of Røst in the Lofoten Islands, Northern Norway. – *Nytt Mag. Naturv.* 86: 117-243.
- Harris, M.P. & Wanless, S. 1991. Population studies and conservation of Puffins *Fratercula arctica*. – I Perrins, C.M., Lebreton, J.D. & Hiron, G.J.M., red. *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*. Oxford Univ. press, Oxford. s. 230-248.
- Helling, A. 1962. Stormsvaler hekker på Røst. – *Sterna* 5: 41-44.
- Henriksen, M. 1998. Ulike næringsøkologiske variabelers betydning for energinntaket til unger av lunde *Fratercula arctica*, belyst på bakgrunn av optimal forusjeringsteori. – Cand. scient. oppgave, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 29 s.
- Hidle, I. 1969. Trekk fra fuglelivet på Røst, 1967-1968. – *Sterna* 8: 297-302.
- Huseby, K. 1980. Oljeskade på sjøfugl i Vestfjorden – april 1980. – Upubl. rapp., Miljøvernadv., Fylkesmannen i Nordland, Bodø. 4+5 s.
- Ingebrigtsen, K., Skaare, J.U. & Teigen, S.W. 1984. Organochlorine residues in two Norwegian Puffin (*Fratercula arctica*) colonies. – *J. Toxicol. Environ. Health* 14: 813-828.
- Ingold, P. 1974. Brutverhältnisse bei Tordalken (*Alca torda*) auf der Vogelinsel Vedøy, Lofoten. – *Sterna* 13: 205-210.
- Ingold, P. & Vogel, P. 1965. Vorkommen und Brutnachweis der Dickschnabellumme, (*Uria lomvia*), auf Vedøy, Lofoten. – *Sterna* 6: 223-228.
- Ingold, P. & Tschanz, B. 1969. Meddelelse nr. 2 fra Etologisk Stasjon Røst, Universitetet i Bern. – *Sterna* 8: 311-312.
- Jødestøl, K.A., Sørgård, E. & Bitner-Gregersen, E. 1994. Grunnlagsrapport til konsekvensutredning for Norge: Konsekvenser for lundefugl på Røst ved utslipp av olje fra Norge. – DNV Teknisk Rapport 94-3488, Det Norske Veritas Industry AS, Høvik. 60 s.
- Kapperud, G., Rosef, O., Røstad, O.W. & Lid, G. 1983. Isolation of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni* from the Common Puffin (*Fratercula arctica*) in Norway. – *J. Wildl. Diseases* 19: 64-65.
- Karlsen, S. & Misund, H. 1980. Sjøfuglregistreringer vinteren 1979/80 i Bodø-distriktet og på Røst. – Upubl. rapp. 22 s.
- Klokk, T., Danielsen, A., Hoddø, T., Nygård, T., Røv, N., Sendstad, E., Sindre, E., Tømmerås, P., & Østebrøt, T. 1982. Kystkartlegging Nordland. Vedleggsrapport til kart. – SINTEF-rapp. STF21 A84004, SINTEF, Trondheim. 215 s.
- Larsen, H. 1964. Fuglenotiser. – *Naturen* 88: 184.
- Larsen, B. H. 1987. Vintertelling av sjøfugl i Lofoten og Vesterålen 1987. Rapport til AKUP. – Upubl. rapp., DN, Forskningsavd., Trondheim. 35 s.
- Lid, G., red. 1979. Foreløpig rapport om Røstprosjektet 1979. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 40 s.
- Lid, G. 1979. Unormal ungedødelighet i fuglefjellene på Røst i 1970-årene. – *Shell-Gløtt* 1979-5: 4-5,7.
- Lid, G., red. 1980. Foreløpig rapport om Røstprosjektet 1980. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 39 s.
- Lid, G. 1981. Reproduction of the Puffin on Røst in the Lofoten Islands in 1964-1980. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 4: 30-39.
- Lid, G., red. 1982. Rapport fra Røstprosjektet 1981. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 75+9 s.
- Lid, G., red. 1982. Rapport fra Røstprosjektet 1982. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 101 s.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Bestands-, reproduksjons- og miljøgift-overvåkning av alkefugl i Norden. – NINA Utredning 4: 1-28.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Takseringsmanual. – NINA Oppdragsmelding 16: 1-27.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Status for sjøfuglbestandene i Norge. – I Aall, C., red. *Miljøårboka 1989. Det norske samlaget 1989*. s. 165-167.
- Lorentsen, S.-H. 1990. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1988 og 1989. – NINA Oppdragsmelding 34: 1-72.
- Lorentsen, S.-H. 1991. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1990. – NINA Oppdragsmelding 66: 1-40.
- Lorentsen, S.-H. 1991. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1991. – NINA Oppdragsmelding 95: 1-52.
- Lorentsen, S.-H. 1992. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1992. – NINA Oppdragsmelding 166: 1-60.
- Lorentsen, S.-H. 1994. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1994. – NINA Oppdragsmelding 314: 1-67.
- Lorentsen, S.-H. 1995. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1995. – NINA Oppdragsmelding 374: 1-67.
- Lorentsen, S.-H. 1996. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1996. – NINA Oppdragsmelding 450: 1-62.
- Lorentsen, S.-H. 1997. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1996. – NINA Oppdragsmelding 516: 1-83.
- Mendenhall, V.M. & Anker-Nilssen, T. 1996. Seabird Populations and Commercial Fisheries in the Circumpolar Region: Do We Need to Worry? – *Circumpolar Seabird Bulletin* 2: 1-7.
- Michaelsen, J. 1967. Supplement til Røsts fuglefauna. – *Sterna* 7: 290.
- Michaelsen, J. 1979. Rapport fra NNSK's virksomhet mai 1967-1977. – *Vår Fuglefauna* 2: 54-61.
- Michaelsen, J. 1985. Sjeldne fugler i Norge i 1981. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. – *Vår Fuglefauna* 8: 49-52.
- Mikalsen, T. 1961. Hærfugl på Røst. – *Sterna* 4: 280.
- Misund, H. 1974. Røst-kommune. Registreringer av fugle- og dyrelivet. – Upubl. rapp., Bodø.
- Moe, D. 1970. En oversikt over karplante-floraen i Røst herred. – *Blyttia* 28: 100-107.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Klungsøyr, J. 1995. Spesielt miljøfølsomme områder (SMO) og petroleums-virksomhet. En forenklet tilnærming til kriterievalg og anvendelse i norske farvann. – DNV Teknisk Rapport 95-3600, Det Norske Veritas Industry AS, Høvik, 28+33 s.
- Myrberget, S. 1962. Lundefuglens vandringer. – *Fauna* 15: 157-164.

- Myrberget, S. 1962. Undersøkelser over forplantningsbiologien til lunde (*Fratercula arctica* (L.)). Egg, ruging og unger. – Medd. Stat. viltund. Ser. 2 (11): 1-51.
- Myrberget, S. 1963. Systematic position of *Fratercula arctica* from a North Norwegian colony. – Nytt. Mag. Zool. 11: 74-84.
- Myrberget, S. 1963. Åkerriksa i Norge. – Sterna 5: 289-305.
- Myrberget, S. 1968. Metoder for fangst av sjøfugler for merking. – Sterna 8: 105-110.
- Myrberget, S. 1973. Merking av toppskarv og lunde på Røst. – Sterna 12: 307-315.
- Myrberget, S. 1973. Ringmerking av teiste langs den skandinaviske vestkyst. – Sterna 12: 33-40.
- Myrberget, S. 1978. Bestandsutvikling hos norske sjøfugl. – Naturen 1978,3: 123-128.
- Myrberget, S. 1979. Faktorer som kan innvirke negativt på sjøfugl. – Naturen 1979: 57-68.
- Myrberget, S. 1979. Momenter til en forvaltning av sjøfugl. – Naturen 1979,5: 255-267.
- Myrberget, S. 1981. Criteria of physical condition of fledging Puffins. – Proc. Second Nordic Congr. Ornithol. 1979: 43-46.
- Myrberget, S. 1981. Sjøfuglen i fokus. – Jakt-Fiske-Frileuftsliv 110,6: 34-36.
- Myrberget, S. 1981. The fledging period of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 4: 27-29.
- Myrberget, S., red. 1982. Negative faktorer for sjøfugl. – Viltrapport 21: 1-65.
- Myrberget, S., Johansen, V. & Storjord, O. 1969. Stormsvaler (Fam. Hydrobatidae) i Norge. – Fauna 22: 15-26.
- Nordhagen, R. 1925. Om sammenhengen mellom fuglelivet og vegetationen paa Røst i Lofoten. – Naturen 49: 339-354.
- Nygård, T. & Røv, N., red. 1984. Sjøfuglundersøkelser på Nordlandskysten 1982-1983, "Trænabankprosjektet". – Viltrapport 28: 1-165.
- Nygård, T., Larsen, B.H., Follestad, A. & Strann, K.-B. 1988. Numbers and distribution of wintering waterfowl in Norway. – Wildfowl 39: 164-176.
- Otnes, B. & Skjold, R. 1992. Fototaksering som eit hjelpemiddel i overvaking av ein populasjon lunde (*Fratercula arctica*). – Hovedoppgave, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 40 s.
- Pomeroy, D.E. 1966. The birds of Røst, Lofoten Islands, with special reference to a visit in August, 1960. – Sterna 7: 19-32.
- Ree, V. 1976. Rapport fra NNSK's virksomhet april 1975 - april 1976. – Sterna 15: 179-197.
- Ree, V. 1980. Rapport fra NSKF's virksomhet 1979. – Vår Fuglefauna 3: 245-278.
- Roalkvam, R., red. 1983. Vellykket hekking blant lundene på Røst. – Vår Fuglefauna 6: 291.
- Røstad, O.W. 1988. Rapport fra Røstprosjektet 1986-1987. – Upubl. rapp., NINA, Trondheim. 22 s.
- Røv, N. 1984. Hekkeundersøkelser hos toppskarv i Trøndelag og Nordland 1980-1983. – Upubl. rapp., DVF, Trondheim. 17 s.
- Røv, N. 1990. Bestandsforhold hos toppskarv i Norge. – NINA Forskningsrapport 7: 1-28.
- Røv, N., red., Thomassen, J., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Folkestad, A.O. & Runde, O. 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. – Viltrapport 35: 1-109.
- Røv, N. & Myrberget, S. 1987. Kan vi gjøre mer for sjøfuglene? – Vår Fuglefauna 10: 137-143.
- Røv, N. & Parker, H. i manuskript. Comparative morphology of Common Eiders *Somateria mollissima* in Svalbard and Norway.
- Solheim, R. 1989. Sjøfuglene er ikke reddet. – Natur og Miljø 1989,3/4: 35-38.
- Stokland, J.N. & Amundsen, J.N. 1988. Initial size hierarchy in broods of the Shag: relative significance of egg size and hatching asynchrony. – Auk 105: 308-315.
- Storli, L.T. 1998. Som normalt: en dårlig sommer for lundefuglene på Røst. – Stiften 3 (1): 9. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU), Trondheim.
- Storli, L.T. 1998. Pilotprosjekt på Røst: Verdens første lunde med satellittsender. – Stiften 3 (1): 10-11. NINA-NIKU, Trondheim.
- Strann, K.-B., Bustnes, J.O., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirksomhet på Midt-norsk sokkel – NINA Forskningsrapport 42: 1-129.
- Sundin, B. 1968. Svarthodespurv, en ny art for Norge. – Sterna 8: 201.
- Tschanz, B. 1959. Zur Brutbiologie der Trottellumme (*Uria aalge* aalge Pont.). – Behaviour 14: 1-108.
- Tschanz, B. 1968. Trottellummen. Die Entstehung der persönlichen Beziehungen zwischen Jungvogel und Eltern. – Z. Tierpsychol., Beiheft 4: 1-103.
- Tschanz, B. 1977. Nytt fra lomviene på Vedøy. – Upubl. rapp., Univ. Bern. 4 s.
- Tschanz, B. 1978. Untersuchungen zur Entwicklung des Trottellummenbestandes auf Vedøy (Røst, Lofoten). – J. Orn. 119: 133-145.
- Tschanz, B. 1979. Helfer-Beziehungen bei Trottellummen. – Z. Tierpsychol. 49: 10-34.
- Tschanz, B. 1979. Zur Entwicklung von Papageitaucherküken *Fratercula arctica* in Freiland und Labor bei unzulänglichem und ausreichendem Futterangebot. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 2: 70-94.
- Tschanz, B. 1983. Census methods for Guillemots *Uria aalge* in a highly structured breeding habitat. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 6: 87-104.
- Tschanz, B. & Wehrlin, J. 1968. Krysning mellom lomvi, *Uria aalge*, og polarlomvi, *Uria lomvia*, på Røst i Lofoten. – Fauna 21: 53-55.
- Tschanz, B., Eymann, H., Ingold, P., Impekoven, M., Lengacher, H., Lengacher, H. J., Oberholzer, A., Schmeckel, L., Singeisen, C. & Steiger, J. 1969. Familieliv hos lomvi, *Uria aalge*. – Fauna 22: 1-14.
- Tschanz, B. & Barth, E.K. 1978. Svingninger i lomvibestanden på Vedøy på Røst. – Fauna 31: 205-219.
- Tschanz, B., Biber, O., Grundbacher, B. & Lüps, P. 1989. Brutplatzstrukturen, Lichtverhältnisse und Mikroklima an den Brutplätzen von Trottellummen *Uria aalge*, Tordalken *Alca torda*, Papageitauchern *Fratercula arctica* und Gryllteisten *Cephus grylle* auf Vedøy (Lofoten, Norwegen). – Orn. Beob. 86: 5-24.
- Vader, W. 1980. The Great Skua *Stercorarius skua* in Norway and the Spitsbergen area. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 3: 49-55.
- Vader, W., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Barrett, R. & Strann, K.-B. 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development of fish-eating seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. – Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989,1: 143-150.

- Vik, R. & Lysfjord, S. 1980. Endoparasitter på norske sjøfugl; systematiske og biologiske undersøkelser. – Upubl. rapp., Zool. Museum, Univ. Oslo. 5 s.
- Wagner, G. 1958a. Die Brutvögel von Röst (Lofoten). – *Sterna* 3: 59-72.
- Wagner, G. 1958b. Verbreitung und Überwinterung des Stars (*Sturnus vulgaris*) nördlich des Polarkreises in Norwegen. – *Sterna* 3: 73-89.
- Watson, A. 1954. Bridled Guillemot Count in Norway. – *Bird Study* 1: 169-173.
- Watson, A. 1957. Notes on birds in Arctic Norway. – *Sterna* 2: 65-99.
- Wehrlin, J. 1968. Nattergal, *Luscinia luscinia*, på Røst i Lofoten. – *Fauna* 21: 56.
- Ørskog, D. 1980. Vintertaksering av fugl på Røst 26.2-24.3.1980. Summarisk rapport over innsamla data. – Upubl. rapp., Ålesund. 6 s.
- Østnes, J.E. 1993. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Resultater fra 1993. – NINA Oppdragsmelding 241: 1-60.
- Øyan, H.S. 1993. Growth in Puffin *Fratercula arctica* chicks in relation to food supply; an experiment. – Cand. scient.-oppgave i terrestrisk økologi, Univ. Trondheim. 29 s.
- Øyan, H.S. 1994. Røstprosjektets registreringer av LRSK Nordlands rapportarter fra Røst kommune 1990-1993. – NINA, Trondheim. 8 s.
- Øyan, H.S. & Anker-Nilssen, T. 1996. Allocation of growth in food-stressed Atlantic puffin chicks. – *Auk* 113 (4): 830-841.
- Aarvak, T. 1992. Stormsvalen, en sagnomsust og mystisk art. Litt om artens historie, og noen feltnotater fra Røst i Lofoten. – *Natur i Østfold* 11: 30-32.
- Aarvak, T. 1993. J.A. Thomes Lofotenreise 1897. – *Vår Fuglefauna* 16: 87-98.

7 Errata NINA Fagrapport 15

I arbeidet med denne rapporten er det funnet enkelte feil eller mangler i NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995). De viktigste rettelser er listet i tabell 15.

Tabell 15. Rettelser til NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995). - Errata to NINA Fagrapport 15 (Anker-Nilssen & Øyan 1995).

Sted Location	Gjelder Applies to	Står Stated	Skal være Correct is
Tabell 7	Hyse i 1991	0 %	2.0 %
Table 7	Haddock 1991	0 %	2.0 %
Figur 20	X-aksemerker	30-40-50-60	35-45-55-65
Figure 20	X-axis labels	30-40-50-60	35-45-55-65
Figur 20	Plott for 1994	(Ikke vist)	Som i figur 13
Figure 20	Plot for 1994	(Not shown)	As in figure 13



ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-0924-1

NINA
FAGRAPPORT

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

NINA
Norsk institutt
for naturforskning