

Lundens populasjonsøkologi på Røst Status etter hekkesesongen 2002

Tycho Anker-Nilssen
Tomas Aarvak



NINA Oppdragsmelding 784

NINA Norsk institutt for naturforskning

Lundens populasjonsøkologi på Røst Status etter hekkesesongen 2002

Tycho Anker-Nilssen
Tomas Aarvak

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs 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

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra instituttets 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, fylkesmenenes miljøvern avdelinger, 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 NINAs 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-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2003. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2002. – NINA Oppdragsmelding 784: 40pp.

Trondheim, mai 2003

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1392-3

Rettighetshaver ©:
NINA
Norsk institutt for naturforskning

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

Provided proper reference is given, this publication can be cited but the results cannot be published elsewhere without written permission from the first author.

Teknisk redigering og layout:
Tycho Anker-Nilssen tycho@nina.no

Digital print: Norservice as

Opplag: 200

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00
Fax: 73 80 14 01



Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12696000
Lundens populasjonsøkologi på Røst

Ansvarlig signatur:


Kari E. Fagernæs

Oppdragsgivere:

Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim
Norsk Hydro ASA, Vækerø
BP Amoco Norge AS, Stavanger

Referat

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2003. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2002. – NINA Oppdragsmelding 784: 40pp.

De hekkebiologiske studiene av lunder *Fratercula arctica* på Røst i Nordland har pågått årlig siden 1964. Som et ledd i den regulære rapporteringen er denne rapporten utformet som et supplement til foregående årsrapporter (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002). Samlet gir disse en forholdsvis utførlig analyse av prosjektets langtidsserier. Foreliggende rapport dokumenterer resultatene fra undersøkelsene i 2002 i lys av tidligere års resultater.

Antallet trafikkerte reirganger på Hernyken i 2002 var 15.0 % lavere enn i 2001 og det desidert laveste som hittil er registrert. På denne bakgrunn ble hele øygruppens hekkebestand estimert til 382 700 par lunder. Dette tilsvarer kun 26.6 % av bestandsstørrelsen da overvåkingen startet i 1979. Overlevelsen for hekkende fugler fra 2000 til 2001 ble beregnet til bare 81.1 %. Sammen med tilsvarende mål for 1997-98 (81.2 %) er dette den dårligste overlevelsen hittil registrert og tilsvarer en dødelighetsrate nesten fem ganger så høy som den i perioden 1990-94 (3.9 % pr. år).

Lundenes hekking forløp likevel bedre enn registrert noen gang tidligere. Ungenes diett var først dominert av rekordstore 0-gruppe sild *Clupea harengus* og havsil *Ammodytes marinus* i 4-5 uker, deretter av hvitting *Merlangius merlangus* og hyse *Melanogrammus aeglefinus* de siste 2-3 ukene. Andelen av bestanden som produserte egg var lavere enn normalt, men klekkesuksessen var meget god. Ungenes vekst var bedre enn registrert noen gang tidligere og 91 % overlevde reirtiden. Ungenes kondisjon ved reirforlating var også ekstremt god. Etter de seks dårlige årene 1993-98 har tre av de siste fire hekkesesongene vært gode. Det er derfor håp om en betydelig rekruttering til bestanden i perioden 2004-2007.

Det gode samsvaret mellom lundenes livshistorieparametre på Røst og årsklassestyrken til sild forklarer nå 63 % av variasjonen i ungenes utflygningssuksess og 76 % av variasjonen i hekkfuglenes overlevelse fra år til år. Effekter av klimavariasjoner blir studert i et eget prosjekt.

Emneord: Sjøfugl – populasjonsøkologi – lunde – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Tomas Aarvak, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Abstract

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2003. The population ecology of Puffins at Røst. Status after the breeding season 2002. – NINA Oppdragsmelding 784: 40pp.

The breeding biology of Atlantic Puffins *Fratercula arctica* at Røst in Nordland has been studied annually since 1964. As part of the regular reporting procedure, this report is written as a supplement to previous annual reports (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002). Together, they give a reasonably detailed analysis of the long-term data series from the project. The present report documents the results from the studies in 2002 in relation to results from previous years.

The number of occupied nest burrows on Hernyken in 2002 was 15.0% lower than in 2001 and clearly the lowest registered so far. An estimated 382 700 pairs of Puffins now breed in the Røst archipelago. This equals only 26.6% of the population size when monitoring started in 1979. The survival of breeding birds from 2000 to 2001 was estimated at only 81.1%. Together with the similar estimate for 1997-98 (81.2%), this is the poorest survival registered so far and corresponds to a mortality rate almost five times higher than that in 1990-94 (3.9% per year).

Nevertheless, the Puffins' breeding progressed better than ever recorded before. The chick diet was first dominated by record-large first-year (0-group) herring *Clupea harengus* and sandeel *Ammodytes marinus* for 4-5 weeks, then by whiting *Merlangius merlangus* and haddock *Melanogrammus aeglefinus* in the last 2-3 weeks. The proportion of the population producing an egg was lower than normal, but the hatching success was very good. The chicks grew better than ever registered before and 91% survived to fledging. Fledgling condition was also extremely good. After the six failed years in 1993-98, three of the last four breeding seasons have been successful. It is therefore reason to hope for significant recruitment to the population in 2004-2007.

The close correlation between life history parameters of the Røst Puffins and the year-class strength of herring now explains 63% of the variation in fledging success of chicks and 76% of the inter-annual variation in survival rates of breeding birds. The influence of climate variations is explored in a separate project.

Keywords: seabirds – population ecology – puffin – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Tomas Aarvak, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim.

Forord

Dette er resultatrapporten for 2002 fra prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst*. Strukturen på stoffet er stort sett sammenfallende med foregående årsrapporter (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002), som samlet gir en forholdsvis utdypende analyse av prosjektets lange tidsserier. Rapporten fokuserer primært på resultater fra feltarbeidet i 2002, selv om den også berører mange generelle trekk ved lundenes populasjonsøkologi på Røst. Dessuten er de fleste av prosjektets sentrale tidsserieanalyser oppdatert. Prosjektets bakgrunn og hovedmål er uendret. Undersøkelsene er av langsiktig karakter, og prosjektet søker å videreføre de løpende hekkebiologiske studiene av lundebestanden på Røst som ble innledet av Svein Myrberget i 1964. De fleste data er derfor sammenholdt med tidligere års resultater.

De faglige, organisatoriske og økonomiske rammer for virksomheten har variert betydelig opp gjennom årene, men Direktoratet for naturforvaltning (DN, tidligere DVF) har hele tiden vært en sentral bidragsyter og premisseleverandør, og var prosjektets viktigste finansieringskilde i 2002. Gjennomføringen av arbeidet var likevel bare mulig takket være betydelig støtte fra Norsk Hydro og BP Amoco Norge. Operatørselskapenes velvillige bidrag til prosjektet de siste syv årene er blant annet motivert i behovet for miljødata knyttet til leteboring på sokkelen ved Røst, men resultater fra lundeforskningen på Røst har også betydelig relevans for petroleumsvirksomhet i andre områder.

Følgende åtte personer deltok på en eller annen måte direkte i feltarbeidet for sjøfuglundersøkelsene på Røst i 2002: Oddvar Amundsen, Tycho Anker-Nilssen, Joël Marcel Durant, Ole Wiggo Røstad, David Alan Showler, John B. Stenersen, Jan Erik Wessel og Tomas Aarvak. En stor takk rettes til samtlige, spesielt til de som helt eller delvis gjorde dette uten godtgjørelse. Foruten forfatterene var bare Dave formelt tilknyttet prosjektet under feltarbeidet. Stasjonens bygningsterapeutiske maiteam, Oddvar og Erik, levde opp til sitt gode rykte. Nå har vårt ellers så innholdsrike krypinn på Herynken fått enda en køyeplass, og det attpåtil med egen inngang. Et stort framskritt for små forhold! I løpet av året ble den gamle Tchanzhytta på Vedøy formelt overdratt til NINA. I den anledning rettes en særlig takk til Nils Bernhard Nilssens etterkommere Harald, Åse Ann og Helene Marie for all velvillighet og hjelp med papirarbeidet.

Etter mange års sparing var tiden endelig kommet for å skifte ut stasjonsbåten. Vår gamle Hansvik måtte vike plassen for en flunkende ny Buster XL utstyrt etter våre behov. Med overbygg og fastmontert GPS kartplotter er vår sikkerhet og mobilitet på sjøen flyttet enda lenger i riktig retning. Analyse og publisering av resultater fra flere parallelle prosjekter er en integrert del av lunde-prosjektet på

Røst, og rapporteres delvis her. Dette omfatter bl.a. bestandsovervåkingen av lundene som alltid utføres i samarbeid med Ole Wiggo Røstad. Foruten Ole Wiggo takkes Rob Barrett, Joël Durant, Kjell Einar Erikstad, Petter Fossum, Geir Gabrielsen, Vladimir Grosbois, Mike Harris, Nils Christian Stenseth, Roald Sætre, Paul Thompson og Sarah Wanless for verdifullt og produktivt faglig samarbeid tilknyttet prosjektet i året som gikk. På instituttet har Jorunn Pedersen nok en gang holdt styring på alt vi ikke makter å ordne fra Røst. Jørgen Haarstad har lagt inn de fleste nye data i prosjektets databaser.

Kontakten med Røstværingene og samarbeidet med Røst kommune var, som alltid, svært positiv og viktig for prosjektet. I 2002 var vi ekstra takk skyldig ordfører Paul Rånes, Tom Ragnar Pedersen, Arnfinn Ellingsen, Kulvant Jassal m/familie, Steve Baines, Johan Edvardsen, Roald Karlsen, Steinar Greger, alle velvillige personer på Lille-Glea og Glea og, sist men absolutt ikke minst, Kari, Roald og Finn Olav Olsen, som atter en gang oppfylte de fleste av våre ønsker og behov, og mer til.

Spesielt stor takk rettes til DN, Norsk Hydro og BP Amoco Norge som var våre viktigste økonomiske bidragsytere i 2002. Takk også til Kystverket i Kabelvåg som lar oss få tilgang til fyrstasjonen på Skomvær når vi trenger det.

De langvarige lundeundersøkelsene på Røst fremskaffer kunnskap av stor betydning for forskning og forvaltning, og problematikken lunde/sild på norskekysten har betydelig internasjonal oppmerksomhet. Lundene viser seg å være følsomme indikatorer på endringer i havet, både de som har naturlige årsaker (f.eks. noen artsinteraksjoner og klimaendringer) og de som (direkte eller indirekte) skyldes menneskets utnyttelse av ressursene. Prosjektets resultater er derfor også viktige for å forstå hvordan mange andre sjøfuglpopulasjoner, som studeres mindre inngående, samvirker med sitt miljø. Det er de lange, ubrutte tidsseriene som gir den vitenskapelige gevinsten, og en videreføring av feltarbeidet må alltid ha høyeste prioritet i prosjektet. Så lenge dette kan ivaretas, øker det faglige utbyttet enda raskere enn tilveksten av data. Resultatene beviser dette, selv om vi ikke har rom for å illustrere alt i årsrapportene. Tilveksten av andre publikasjoner som presenterer resultater fra prosjektet har også vært svært god i rapporteringsperioden. Vi håper derfor på fortsatt faglig og økonomisk vilje hos våre gode samarbeidspartnere gjennom mange år til å videreføre disse undersøkelsene.

Trondheim, mai 2003



Tycho Anker-Nilssen

Innhold

Referat.....	3
Abstract	3
Forord.....	4
Innhold.....	5
1 Innledning.....	5
2 Metoder og materiale.....	6
2.1 Langtidsserier	6
2.2 Andre undersøkelser i 2002	7
2.3 Statistiske metoder	8
3 Resultater	9
3.1 Bestandsstørrelse.....	9
3.2 Bestandsutvikling.....	10
3.3 Næringsstudier	11
3.4 Reproduksjon	15
3.4.1 Eggstørrelse	15
3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess	16
3.4.3 Ungevekst.....	17
3.4.4 Hekkesuksess.....	20
3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating	23
3.5 Overlevelse.....	24
3.5.1 Ungfuglenes overlevelse	24
3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse.....	26
3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse og kondisjon.....	28
3.7 Predasjon av voksne lunder	30
3.8 Klimaeffekter.....	33
4 Diskusjon.....	34
5 Referanser.....	36
6 Tilvekst til ornitologisk bibliografi for Røst.....	38



1 Innledning

Hovedformålet med prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst* er uendret. Derfor er store deler av teksten i foreliggende rapport sammenfallende med den i prosjektets foregående årsrapporter. Hensikten er å forklare hvilke faktorer som styrer reproduksjonen og populasjonsdynamikken i lundebestanden på Røst, og hvordan disse prosessene endres over tid. Lundenes stedtrohet er høy, noe som tilsier at de viktigste parametere for bestandsutviklingen er den overlevelse 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. En mer utførlig faglig bakgrunn er gitt av bl.a. Anker-Nilssen & Brøseth (1998).

Det sentrale, teoretiske utgangspunkt for prosjektet er at sjøfuglenes atferd, ungevekst, hekkesuksess og overlevelse påvirkes i ulik grad av endringer i næringstilgangen (bl.a. Cairns 1987, 1992). Ved en svak begrensning i næringstilbudet er det i første omgang de voksne tilstedeværelse i kolonien som forventes å avta, fordi fuglene må bruke mer tid til næringssøk. Når næringstilbudet blir ytterligere redusert, og havner under et nivå hvor fuglene ikke lenger kan kompensere ved å endre sitt tidsbudsjett, vil ungenes vekst og overlevelse bli negativt berørt. Ved svært betydelig næringsmangel mislykkes hekkingen fullstendig, enten ved at de fleste ungene dør eller, dersom næringssvikten inntreffer tidlig nok, ved at mange fugler unnlater å hekke. Voksenfuglenes overlevelse forventes bare å bli redusert når næringsforholdene er ekstremt dårlige, enten dette inntreffer i hekkesesongen eller til andre tider på året.

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. De populasjonsøkologiske lundestudiene på Røst er tilrettelagt for å belyse hele spekteret av endringer i næringsforholdene og fokuserer derfor på alle disse forhold. Prosjektet har bl.a. avdekket at voksenfuglene som regel er i stand til å opprettholde høy kroppsvekt i de helt mislykkede sesongene (Anker-Nilssen et al. i manus c). Dårligst kondisjon har de når næringsforholdene er noe bedre men nær en nedre grense (terskelverdi) for hva som må til for å kunne fostre opp avkom. Dette viser at kostnaden ved reproduksjon er klart størst i slike sesonger. Selv om foreldrene klarer seg rimelig bra i hekkesesonger hvor de ikke finner tilstrekkelig næring til å fostre opp ungen, blir også deres egen overlevelse

negativt berørt av dårlig næringstilgang. Resultatene kan antyde at den mest kritiske perioden for de voksne er hvilke næringsforhold de erfarer i de første månedene etter avsluttet hekking. Pågående analyser av datamaterialet for fuglenes overlevelse fra år til år antyder at hannene er mer fleksible enn hunnene og investerer mindre i hekkingen når forholdene er dårlige, men begge kjønn har redusert overlevelse etter dårlige hekkesesonger, særlig når tilgangen på sild til reirungene er liten men ikke helt minimal.

For å oppnå en helhetlig analyse, rapporteres også mål for utviklingen i bestandens størrelse og de voksne fuglenes overlevelse. Disse parametrene overvåkes årlig gjennom to parallelle prosjekter, hhv. *Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl* (f.eks. Anker-Nilssen et al. 1996, Lorentsen 2002) 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 her og oppdatert med siste års resultater.

Den primære hensikten med rapporten er å dokumentere resultatene fra feltarbeidet på Røst i 2002, og vurdere disse i lys av tidligere års erfaringer. I en viss utstrekning er også resultater av mer kortvarige undersøkelser presentert. Rapporten spenner følgelig svært vidt. De fleste resultatene er diskutert løpende i resultatkapittelet, mens diskusjonskapittelet fokuserer på mer overordnede trekk og perspektiver i lundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk. På lik linje med årsrapportene for 1998-2001 (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002) er store deler av rapporten skrevet som en oppdatering av sentrale analyser presentert i prosjektets siste fagrapport (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Det kan derfor anbefales å sammenholde disse rapportene parallelt.



Same procedure as every year. Det tradisjonelle pausebildet markerer igjen at uendrede prosedyrer er et kjernepunkt for lunde-prosjektet. Fasilitetene skulle vi derimot mer enn gjerne ha oppgradert. (Foto © T. Anker-Nilssen)

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 for 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 korrekturläst. 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 bestandsovervåkingen av toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*, krykkje *Rissa tridactyla* og lomvi *Uria aalge* siden 1988 og av havhest *Fulmarus glacialis* og alke *Alca torda* siden 1997 (jf. Lorentsen 1989, samt årlige rapporter siden hekkesesongen 1988, senest Lorentsen 2002), samt ringmerkingstudier av havsvaler *Hydrobates pelagicus* og stormsvaler *Oceanodroma leucorhoa* (jf. årlige rapporter siden 1989 fra det nasjonale havsvalerprosjektet, senest

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 Measurements of prey items	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 Measurements of eggs and chicks	Anker-Nilssen 1987, 1991
Fangst av voksne fugler Trapping of adult birds	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av voksne fugler Measurements of adult birds	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
Innsamling av døde voksenfugler Collection of dead adult birds	Anker-Nilssen & Brøseth 1998

Tabell 2. Oversikt over samlet feltinnsats i sjøfuglarbeidet og innsamlet datamateriale for lundeundersøkelsene på Røst i 1979-2002. Data for perioden 1979-2001 og totalen for alle 24 år 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 collected at Røst in 1979-2002. Data for the period 1979-2001 and the total for all 24 years are either added up or presented by the range of yearly totals. For continuous data series the annual mean is given in parenthesis.

Antall - Number of	1979-2001	2002	Total 1979-2002
Feltperioder – Field periods	71 (3)	2	73 (3)
Bemanningsdøgn – Days of fieldwork	2167 (94)	72	2239 (93)
Feltarbeidere – Field workers	6-25 (14)	8	6-25 (13)
Persondøgn – Man-days	6364 (277)	189	6553 (273)
Studiereir med egg eller unge – Study nests with egg or chick	3803 (165)	173	3976 (166)
Egg målt – Eggs measured	1708 (74)	34	1742 (73)
Reirunger målt i studiereir – Study chicks measured	1668 (73)	99	1767 (74)
Dager mellom reirkontroller – Days between nest checks	1-8 (4)	4 (2-7)	1-8 (4)
Morfometriske variabler for ungevekst – Morphometric chick growth variables	2-7 (5)	6	2-7 (5)
Individuelle kontroller av ungevekst – Individual examinations of chick growth	12293 (534)	796	13089 (545)
Reirunger merket – Nestlings ringed	920 (40)	103	1023 (43)
Selvdøde unger målt (ikke i reir) – Dead young measured (outside nests)	1342	0	1342
Levende, reirforlatende unger målt – Live fledglings measured	3565 (155)	153	3718 (155)
Reirforlatende unger ringmerket – Fledglings ringed	3376 (147)	146	3522 (147)
Næringsprøver innsamlet – Food samples collected	2626 (114)	184	2810 (117)
Komplette næringsporsjoner studert – Complete food loads examined	2344 (102)	160	2504 (104)
Byttedyr målt – Prey items measured	28691 (1247)	810	29501 (1229)
Voksne ringmerket – Adults ringed	6310 (274)	98	6408 (267)
Gjenfangster av ringmerkede voksne – Adult recaptures registered	3029 (132)	216 ^a	3245 (135)
Påviste individer merket i tidligere år – Registered individuals ringed in earlier years	6-350 (99)	169 ^a	6-350 (102)
Levende voksne individer målt – Live adult individuals measured	0-1502 (346)	228	0-1502 (341)
Døde voksne individer målt (fra 1992) – Dead adult individuals measured (from 1992)	1125 (113)	46	1171 (106)
Morfometriske variabler hos voksne – Morphometric variables in adults	1-8 (5)	6	1-8 (5)
Voksne individer fargemerket (fra 1990) – Adult individuals colour-ringed (from 1990)	373 (31)	17	390 (30)
Observasjoner av fargekoder (fra 1991) – Observations of colour codes (from 1991)	8054 (732)	1280	9334 (778)

a) Omfatter 5 fugler funnet døde og 35 fugler kun identifisert vha teleskop (ringnummer avlest) – Includes 5 birds found dead and 35 birds only identified by telescope (ring number read)

Anker-Nilssen 2002, samt Anker-Nilssen & Anker-Nilssen 1993 og Anker-Nilssen 1999, 2000a,b). Før det nasjonale overvåkningsprogrammet startet i 1988, takserte vi årlig toppskarv på Ellefsnyken i 1985-86, lomvi på Vedøy i 1980-83 (Bakken 1989) og krykkje på Vedøy og i flere småkolonier i 1979-84. En koloni av storskarv *Phalacrocorax carbo* etablerte seg på Røst i 1997 og ble opptalt årlig av Arnfinn Ellingsen frem til 2001. Fra 2002 følger NINA opp dette arbeidet som del av det nasjonale programmet. Det er nå to kolonier av arten på Røst. Siden 1997 er også en del tid benyttet til et individspesifikt studium av overlevelse, næringsvalg og ungevekst hos teist *Cephus grylle*. Merk også at en meget betydelig frivillig innsats på ulønnet basis er medregnet i **tabell 2**. Denne innsatsen er hovedårsaken til at den gjennomsnittlige bemanningen ved stasjonen de siste 24 årene har vært så høy som 273 persondøgn pr. år.

2.2 Andre undersøkelser i 2002

I tillegg til de regelmessige langtidsstudiene er det gjennomført en rekke andre undersøkelser på lunde av kortere varighet. De som ble utført i 2002 er nærmere omtalt her.

Trafikking av studiereir

Parallelt med takseringen av lundebestanden i mai 2002, oppsøkte vi de fleste ($n = 175$) oppmerkede studiereir på vestsiden av Hernyken hvor vi senere i sesongen måler hekkesuksess og ungevekst, og vurderte hvorvidt de var trafikkert av lunde i inneværende sesong. Dataene vil bl.a. kunne indikere hvor stor andel av reirene som først tas i bruk etter at bestandstakseringen er gjennomført. Dette muliggjør en kontroll av takseringsmetoden, og tillater alternative beregninger av hekkebelegg og rekruttering. Tilsvarende data er innsamlet årlig siden 2000. Av ressurs hensyn er resultatene ikke presentert nærmere i denne rapporten.

Videoregistreringer i reir

I årene 1999-2001 ble registrering av reirinnhold ved hjelp av et lite, håndholdt videokamera med IR-lys, utført på et utvalg av studiereirene. Metodikken er beskrevet i årsrapporten for 1999 (Anker-Nilssen & Aarvak 2000) og noen resultater er presentert i forrige årsrapport (Anker-Nilssen & Aarvak 2002). Den primære hensikten var å måle den forstyrrende effekten av vår virksomhet ved reirbesøk (normalt hver fjerde dag) og hvordan denne eventuelt endres ved vekslende miljøforhold, samt å vurdere effektiviteten av reirsjekk som metode for å registrere bl.a. hekkebelegg (**kapittel 3.4.2**). Reir defineres som i bruk til hekking (også omtalt som "i drift") dersom det er egg, unge eller voksen fugl tilstede ved reirkontroll. I 2002 ble det samme utvalget av reir som ble undersøkt med video i 2000 og 2001 kun sjekket manuelt den 30. juli, altså helt i slutten av ungeperioden. Dette ble gjort for å kunne estimere den totale effekten av forstyrrelse forårsaket av den regulære måten å følge utviklingen i studiereirene på (dvs. effekt på reell hekkesuksess). Av ressursmessige hensyn er resultatene ikke presentert i denne rapporten.

Prøvetaking for DNA-analyser

I 2000 startet vi systematisk innsamling av blodprøver fra lundeunger ($n_{2000} = 79$) i studiereirene ("video-reirene" inkludert) for senere kjønnsbestemmelse og DNA fingerprint-analyse (jf. bl.a. Griffiths et al. 1998). Tilsvarende innsamling ble også foretatt i 2001 ($n_{2001} = 92$) og 2002 ($n_{2002} = 91$). I første omgang er hensikten å opparbeide et materiale over flere år, for å bestemme i hvilken grad lundenes relative investering i avkom av ulike kjønn påvirkes av den store variasjonen i miljøforhold, reflektert gjennom hekkefuglens kondisjon og overlevelse. En foreløpig analyse av våre demografidata for voksne fugler kan antyde at det særlig er hunnens overlevelse som reduseres når miljøforholdene er dårlige. Lønnsomheten ved investering i avkom kan derfor være avhengig av avkommets kjønn. Det er i så fall mulig at lundene til en viss grad kan kompensere for dette ved at en overvekt av parene produserer unger av det til enhver tid mest fordelaktige kjønn. For å øke utvalgsstørrelsen er det siden 1999 også innsamlet fjærprøver fra 445 reirforlatende unger ($n_{1999} = 81$, $n_{2001} = 214$, $n_{2002} = 150$). Ved merking eller gjenfangst innsamler vi nå også løpende blodprøver av alle fargemerkede lunder som inngår i demografiprojektet, bl.a. for å kunne kjønnsbestemme dem med 100 % sikkerhet og kontrollere om kjønnsbestemmelsen av andre individer ved diskriminantanalyse av biometriske data er tilstrekkelig presis. Blodprøver av unger kan også nyttes til DNA fingerprint-analyser for å registrere utskifting av foreldre-fugler på samme reir mellom år, bl.a. som et indirekte mål for rekrutteringsrate. Til samme formål ble det også innsamlet fjærprøver av noen reirunger ($n_{2000} = 48$, $n_{2001} = 24$, $n_{2002} = 11$), samt prøver av muskelvev fra fostre i døde egg ($n_{2000} = 20$, $n_{2001} = 54$, $n_{2002} = 8$). Det totale materialet omfatter dermed prøver fra 387 reirunger ($N_{2000} = 146$, $N_{2001} =$

131, $N_{2001} = 110$). Innsamlingsmetodikken er nærmere beskrevet av Anker-Nilssen & Aarvak (2001).

2.3 Statistiske metoder

De fleste statistiske tester er foretatt ved hjelp av program-pakken *SPSS for Windows* (versjon 11.5.1, © 1989-2002 SPSS Inc.). Dersom ikke annet er angitt er det benyttet to-halede tester. De demografiske analysene (**kapittel 3.5.2**) ble utført med programmet *MARK* (versjon 2.1, White 1998) etter samme statistiske prinsipper som det tidligere anvendte *SURGE*-programmet (Pradel & Lebreton 1991, Lebreton et al. 1992). 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 *FORTTRAN* av Ole Wiggo Røstad.

Regnearksprogrammet *Microsoft® Excel 2000* (© 1985-97 Microsoft Corporation) er delvis benyttet som database-plattform, av og til også for å beregne enkel deskriptiv statistikk. Alle figurer er laget i *SigmaPlot 2000 for Windows* (versjon 6.00, © 1986-2000 SPSS Inc.).



Lundens karakteristiske utseende er bare et av mange særtrekk som gjør denne arten spesiell. Formålet med prosjektet på Røst er ikke bare å forklare utviklingen til en av de aller største sjøfuglkoloniene på det europeiske fastlandet, men å avdekke noen av de økologiske mekanismene som virker mellom nøkkelarter i det marine næringsnett. Som høyt spesialiserte toppredatorer er disse lundene gode miljøindikatorer som tidlig signaliserer viktige naturlige og menneskeskapte endringer i den pelagiske delen av det marine økosystemet. Prosjektet har også stor vitenskapelig verdi for å forstå utviklingen for andre arter med tilsvarende livshistorie og miljøkrav som lundene på Røst og bestandene av deres viktigste byttedyr. Resultatene er følgelig et betydelig bidrag til kunnskapsgrunnlaget som er nødvendig for en bærekraftig forvaltning av ressursene i den norske kystsonen. (Foto © T. Anker-Nilssen)

3 Resultater

3.1 Bestandsstørrelse

I 2002 hadde Herynken 31 880 trafikkerte (tilsynelatende okkuperte) reirganger. Estimater hadde et 95 % konfidensintervall på ± 8.23 %. Det er således 95 % sannsynlighet for at det reelle antallet var mellom 29 256 og 34 504. Estimaters standardfeil ble beregnet etter en stratifisert prosedyre (jf. Anker-Nilssen & Røstad 1993). I **tabell 3** er tilsvarende resultater for hvert år siden 1983 presentert i henhold til en stratifisering etter naturlig avgrensede felt, som for

Herynkens vedkommende alltid har vært den parameter som gir størst forbedring av konfidensintervallet (6.7 % forbedring av estimatet for 2002). De andre parametrene som testes i denne sammenheng er habitat (5 kategorier), helning (9 intervaller á 10°), eksposisjonsretning (8 sektorer) og høyde over havet (intervaller á 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 1990-2002 var representativ for de andre lundekoloniene i Røst (slik det er rimelig å anta), var det således ca 382 700 trafikkerte reirganger av lunde på Røst i 2002.

Tabell 3. Takseringsresultater for overvåkning av lundekolonien på Herynken i 1979-2002, basert på antall tilsynelatende okkuperte reirganger (TOR). De tradisjonelle prøvefeltene omfattet også tre transekter på Trenyken og Ellefsnyken. Nåværende takseringsmetode (Star-systemet, Anker-Nilssen & Røstad 1983) ble innført på Herynken i 1983. Bestandsestimatenes standardfeil utregnes med en prosedyre stratifisert etter naturlig avgrensede deler av kolonien. – Census and monitoring results for the Puffin population on Herynken in 1979-2002, based on numbers of apparently occupied burrows (AOBs). The traditional monitoring scheme also included three transects at Trenyken and Ellefsnyken. The current scheme (the Star system, Anker-Nilssen & Røstad 1993) was introduced on Herynken in 1983. Standard errors of population estimates are 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 TOR i tradisjonelle prøvefelt No. of AOBs in traditional sam- pling areas	Antall TOR i prøvefeltene for Star-systemet No. of AOBs in the Star system plots	Antall kolo- niserte Star- prøvefelt No. of inhabited Star system plots	Median tetthet av TOR pr. m ² i de koloniserte Star- prøvefeltene Median density of AOBs per m ² in the inhabited Star system plots	Estimert antall TOR i hele kolonien (SE) Estimated total number of AOBs in the colony (SE)	Bestandsendring fra foregående år (%) Population change in relation to preceding year (%)
1979	70	(662) ^a	–	–	–	119 700	–
1980	14	1723	–	–	–	104 800	–
1981	7½	1806	–	–	–	109 850	+ 4.8
1982	8½	1687	–	–	–	102 610	– 6.6
1983	19	1310	1992	205	0.9	79 680 (3337)	– 22.3
1984	11½	(1779) ^b	1723	199	0.8	68 920 (3018)	– 13.5
1985	4	(1501) ^b	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
1998	12	–	1076	187	0.5	43 040 (1776)	– 18.0
1999	9	–	1047	185	0.5	41 880 (1836)	– 2.7
2000	7	–	1038	187	0.5	41 520 (1706)	– 0.9
2001	7	–	938	183	0.5	37 520 (1542)	– 9.6
2002	10	–	797	182	0.4	31 880 (1339)	– 15.0

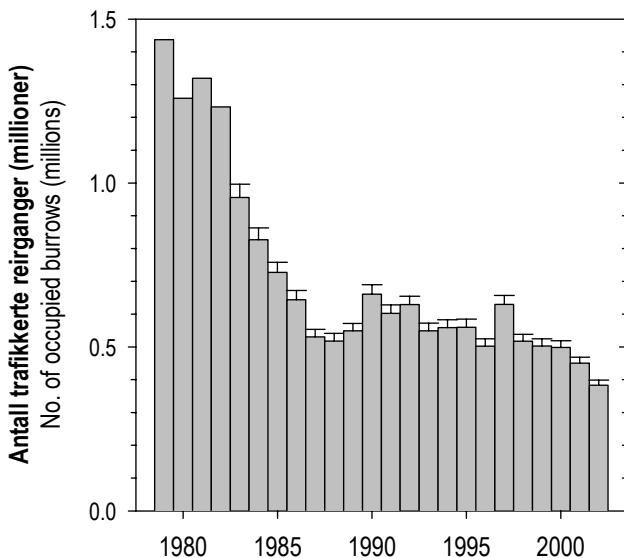
a) Færre prøvefelt enn i 1980-85 - Fewer sampling areas than in 1980-85.

b) Taksert av andre personer enn i tidligere år - Other counters than in previous years.

På Røst er lundegangene gjennomgående så dype at vi 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 ett eller flere andre par. Erfaringsmessig vurderer vi imidlertid denne "feilkilden" som forholdsvis ubetydelig og antar at det er omkring ett par pr. trafikkert (tilsynelatende okkupert) reirgang.

3.2 Bestandsutvikling

Utviklingen i hekkebestanden på Heryken er bl.a. publisert av Anker-Nilssen & Røstad (1993) for perioden 1979-88, av Anker-Nilssen et al. (1996) for 1979-94 og av Anker-Nilssen & Tatarinkova (2000) for 1979-99. Etter den dramatiske tilbakegangen midt på 80-tallet har bestanden vært mer stabil, men den gjennomgående trenden etter den moderate bestandsveksten i 1989-1990 er tydelig negativ (**tabell 3, figur 1**). Hekkebestandens størrelse i 2002 er den hittil laveste som er registrert og bare 26.6 % av hva den var da overvåkingen startet 23 år tidligere.



Figur 1

Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst (tilsynelatende okkuperte reirganger + 1 SE) i perioden 1979-2002. Estimatenes er basert på data i tabell 3 og bestandsstørrelsen på Røst i 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), forutsatt at utviklingen på Heryken er representativ for hele øygruppen. – Development of the breeding population of Puffins at Røst (apparently occupied burrows + 1 SE) in 1979-2002. 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 Heryken is representative for the whole archipelago.

Vanligste alder for førstegangshekkende fugler i denne bestanden er 5-7 år (bl.a. Anker-Nilssen & Brøseth 1998, jf. **kapittel 3.4.4**). Basert på den gode hekkesuksessen i 1989-92 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), kunne det derfor forventes en betydelig rekruttering til bestanden i årene 1994-99. Resultatene viser imidlertid at bestanden var relativt stabil eller svakt synkende i denne perioden. Dette betyr ikke at den har manglet rekruttering, men viser at tilveksten knapt klarte å kompensere for dødeligheten blant etablerte hekkefugler. Unntatt mellom 1996 og 1997, da hekkebestanden til gjengjeld økte tydelig, var voksendødeligheten svært høy i perioden 1994-99 (gjennomsnittlig 12.2 % årlig, **kapittel 3.5.2**). Det er derfor grunn til å anta at rekrutteringen var rimelig god i de samme årene. Anker-Nilssen & Brøseth (1998) viste at en uvanlig stor andel av de etablerte hekkefuglene unnlot å hekke i 1995 og 1996, men at hekkevilligheten tok seg betydelig opp i 1997. Dette var trolig en betydelig faktor bak "bestandsøkningen" det året. Siden hekkevilligheten året etter var minst like god (Anker-Nilssen 1998), er den ekstreme dødeligheten fra 1997 til 1998 (18.8 %) hovedforklaringen på den kraftige nedgangen som ble registrert i dette tidsrommet. Rekrutteringen fra de gode hekkesesongene tidlig på 90-tallet er forlenget slutt. Samtidig har lundenes dødelighet de siste årene fortsatt vært svært høy, særlig fra 2000 til 2001 (18.9 %). Den store tilbakegangen i antall hekkende individer fra 2001 til 2002 vitner heller ikke om bedring.

Vekt kondisjonen til voksne fugler tidlig i sesongen kan antyde at hekkevilligheten, i alle fall slik den reflekteres ved reirtellingene til samme tid, har sammenheng med miljøforholdene i etablerings- og eggleggingsperioden (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Tjuesju voksne lunder som ble kontrollert i kolonien 12. mai 2002 hadde en gjennomsnittsvikt på 482.9 g (SE = 5.4). Tilsvarende data fra første halvdel av mai måned finnes årlig for perioden 1980-83, 1996-99 og 2001-02. Variasjonen mellom år er signifikant ($F_{9,679} = 7.012, p < 0.001$). For åtte av de ti årene kan noen eller alle individene kjønnsbestemmes vha. diskriminantfunksjoner basert på biometriske mål (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Resultatene viser at variasjonen for begge kjønn følger samme mønster (hanner: $F_{7,146} = 4.397, p < 0.001$, hunner: $F_{7,189} = 4.555, p < 0.001$). Uten hensyn til kjønn var vektene fra mai 2002 bare 0.7 % (3.7 g) høyere enn gjennomsnittet for alle år (479.2 g, $n = 10, SE = 6.4$), mens tilsvarende avvik var -6.8 % i det dårligste året (1996: 446.7 g) og +8.9 % i det beste (1997: 521.7 g).

Tilbagegangen i lundebestanden på Røst siden 1979 utgjør 1 054 200 trafikkerte reirganger. Dette tilsvarer halvparten av den norske lundebestanden i 1990 (ca 2 millioner par, Anker-Nilssen 1990) da Røst hadde 660 000 par (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Siden nyere totaltelling ikke foreligger, kan det nasjonale estimatet nå bare anslås til et sted mellom 1.5 og 2 millioner par.

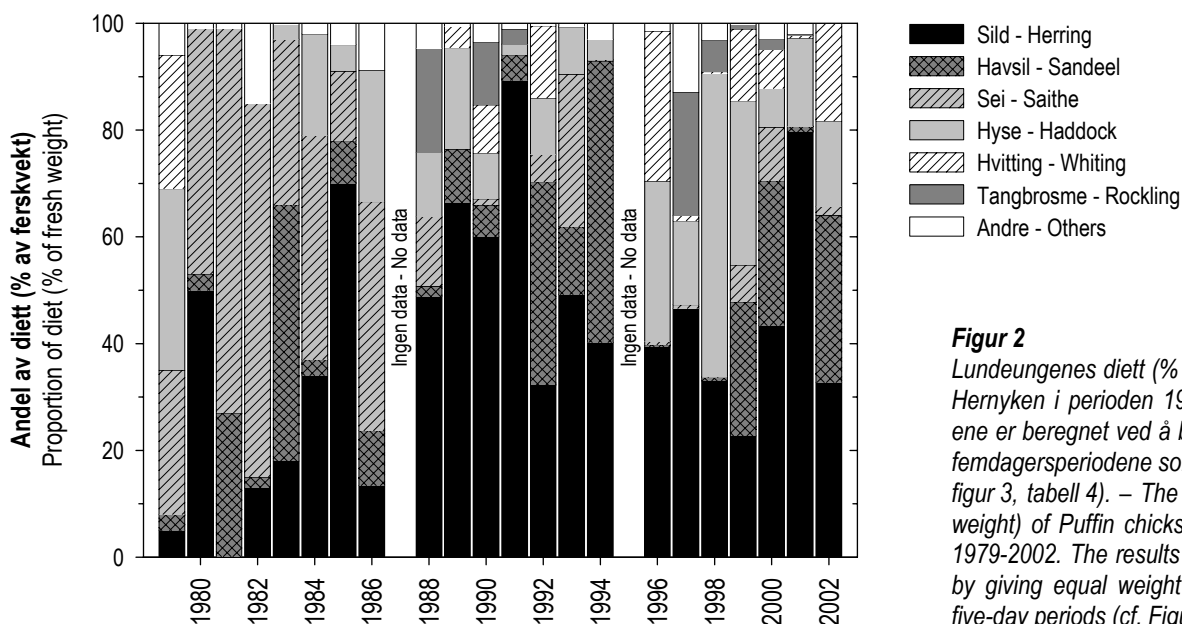
3.3 Næringsstudier

I analysen av materialet fra 2002 ble, som tidligere, hver femdagersperiode vektet likt, uavhengig av antall næringsprøver som ble innsamlet. Regnet i ferskvekt utgjorde sild og havsil hver for seg nær en tredel av ungenes diett (**tabell 4, figur 2**). Andelen sild *Clupea harengus* var noe mindre enn normalt. Dette er imidlertid typisk når tilgangen på havsil *Ammodytes marinus*, som er et enda bedre byttedyr, er så god som den var i 2002 (130 % større andel av dietten enn snittet for tidligere år) og betyr ikke at det var lite sild eller at denne var av dårlig kvalitet.

Den siste tredelen av dietten bestod av torskefisker, primært hvitting *Merlangius merlangus* og hyse *Melanogrammus aeglefinus*. Andre byttedyr var så godt som fraværende (< 0.1 %), noe som er typisk for de beste hekkesesongene. Innslaget av hvitting har bare vært høyere i 1979 (25.0 %) og 1996 (28.1 %), mens tilgangen på hyse var omtrent som vanlig. Nok en gang var det svært lite sei *Pollachius virens* i lundenes diett. Siden lunden kun tar pelagiske seiungel som ikke stimer i samme grad som sild og havsil og normalt opptrer i begynnelsen av ungeperioden (jf. Barrett & Anker-Nilssen 1997), kan det lave innslaget av sei skyldes den rike tilgangen på sild og havsil helt frem til slutten av juli. Andelen torskefisker i dietten (36.0 %) var omtrent som normalt. De siste 24 årene (1979-2002) har sild og torskefisker (tangbrosme unntatt) utgjort like store andeler av dietten til lundeungene på Røst (hhv 40.3 % og 40.6 %), men det har vært en tydelig endring fra sei til hyse som viktigste torskefiskart. Bare 19.1 % har vært andre byttedyr, hvorav havsil er det klart viktigste (75 %).

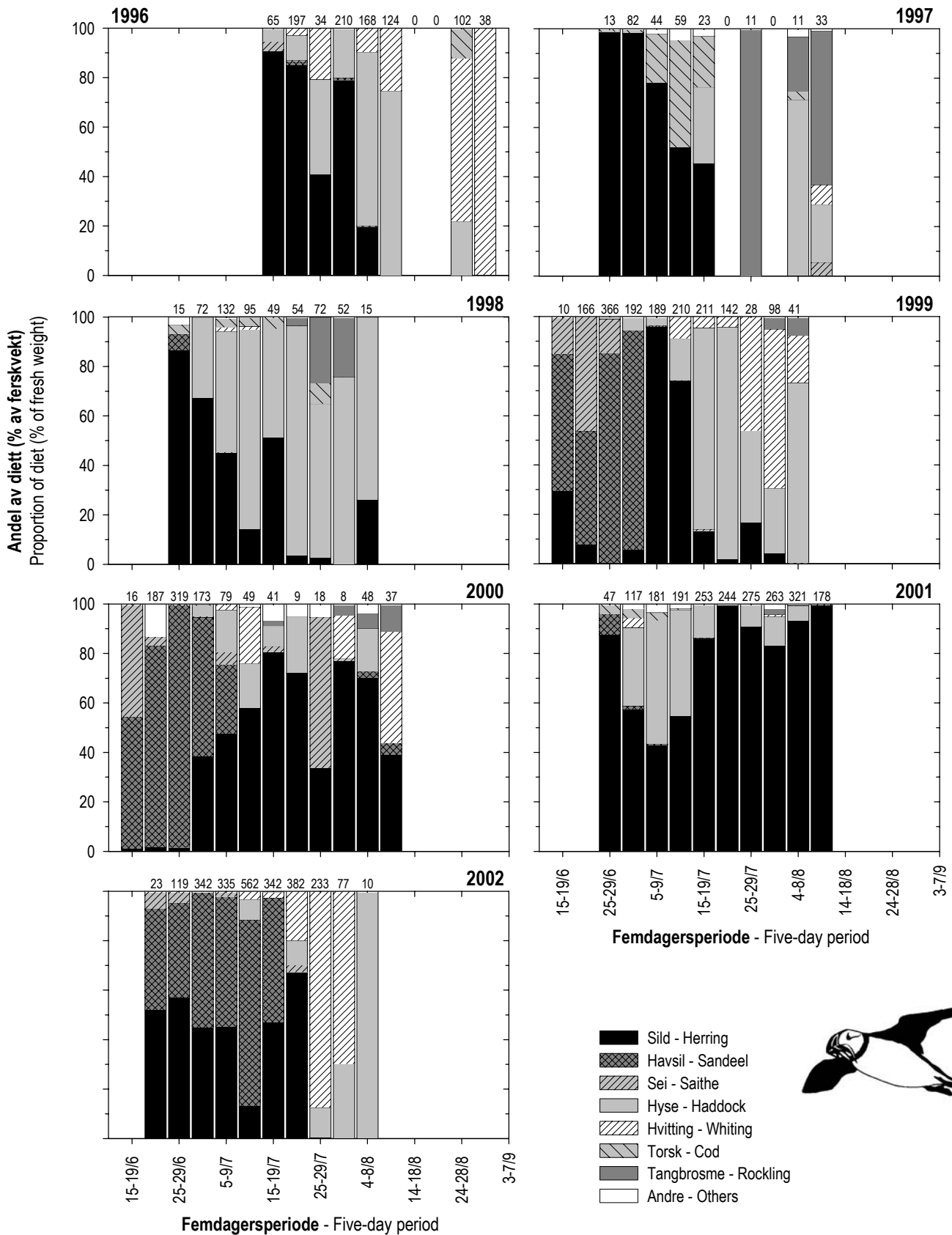
Tabell 4. Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Herynken i 2002 sammenlignet med gjennomsnitt for perioden 1979-2001 (se tidligere rapporter for årlige resultater). Tallene er basert på totaler for femdagersperioder som ble betraktet som likeverdige i analysen (jf. figur 2). Ingen prøver ble innsamlet i 1987 og 1995. – The diet (% of fresh weight) of Puffin chicks at Herynken in 2002 compared with the mean for the period 1979-2001 (see previous reports for annual results). 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 1979-2001	2002	Snitt – Mean 1979-2002
Sild – Herring	40.7	32.7	40.3
Havsil – Sandeel	13.6	31.3	14.4
Sei – Saithe	19.6	1.7	18.7
Hyse – Haddock	14.5	16.0	14.6
Hvitting – Whiting	4.9	18.2	5.5
Tangbrosme – Rockling	3.2	–	3.0
Andre torskefisk – Other gadoids	1.9	< 0.1	1.8
Makrell – Mackerel	0.2	< 0.1	0.2
Andre fiskearter – Other fish species	1.1	0.1	1.0
Blekksprut eller krill – Squid or krill	0.5	–	0.5
Sum - Sum	100	100	100
<i>n</i> prøver - <i>n</i> samples	114.1	184	117.0
Antall femdagersperioder No. of five-day periods	7.8	10	7.9



Figur 2

Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Herynken i perioden 1979-2002. Verdiene er beregnet ved å betrakte de ulike femdagersperiodene som likeverdige (jf. figur 3, tabell 4). – The diet (% of fresh weight) of Puffin chicks at Herynken in 1979-2002. The results were calculated by giving equal weight to the different five-day periods (cf. Figure 3, Table 4).



Figur 3

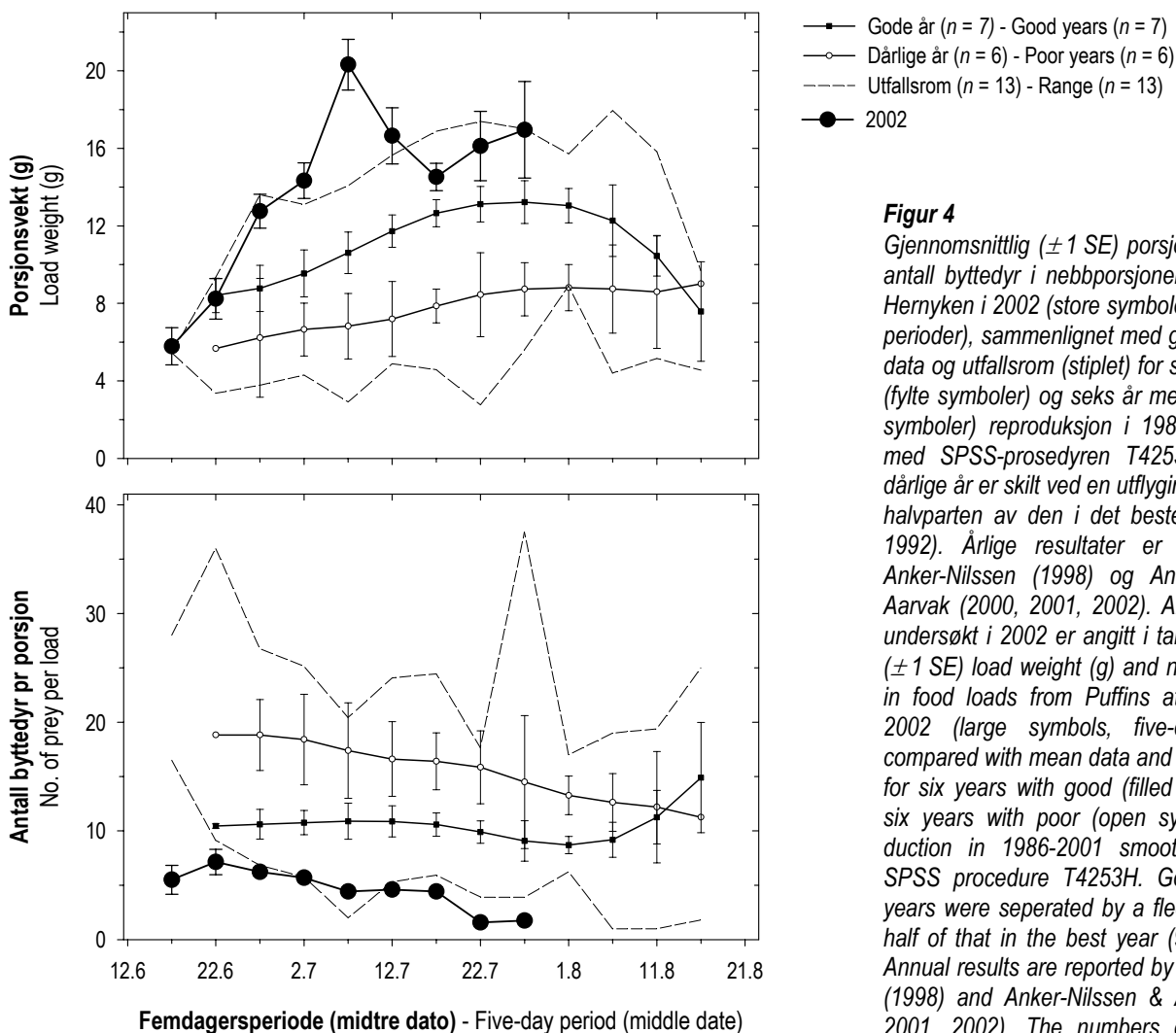
Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Heryken i 1996-2002 fordelt på femdagersperioder. Samlet vekt (g) av byttedyr undersøkt i hver periode er angitt over søylene. Tilsvarende resultater for 1979-85 og 1986-94 er publisert av henholdsvis Anker-Nilssen (1987) og Anker-Nilssen & Øyan (1995). – Diet (% of fresh weight) of Puffin chicks at Heryken in 1996-2002, divided into five-day periods. The total weight (g) of prey examined in each period is indicated above the bars. Similar results for 1979-85 and 1986-94 have been published by Anker-Nilssen (1987) and Anker-Nilssen & Øyan (1995), respectively.

Variasjonen i ungenes diett gjennom sesongen var ganske entydig. Sild og havsil var nærmest enerådende frem til 20. juli, hvorpå havsilen forsvant og andelen av hvitting økte (**figur 3**). Kort tid etter forsvant også silda, og fra siste uke av juli matet lundene bare med torskefisker, først mest hvitting, men med en økende andel av hyse som dominerte de siste dagene.

Variasjonen i nebbporsjonenes størrelse avspeilet som vanlig endringene i byttedyrenes art og størrelse (**figur 4**). Porsjonsvekten økte jevnt så lenge dietten bestod av omtrent like deler sild og havsil (**figur 3**). Tilsvarende reduksjon i antall byttedyr pr. porsjon viser at dette var en direkte følge av økende byttedyrstørrelse. Da havsilen, som også dette året var et betydelig større byttedyr en sild, forsvant like etter midten av juli, falt porsjonsvektene mens antall byttedyr pr. porsjon stabiliserte seg, noe som reflekterer at en stadig større andel av dietten var sild av økende størrelse, etterhvert også noe hvitting (**figur 3-5**). Da så silda også forsvant og hvitting ble det dominerende byttedyret, ble hvittingen suksessivt erstattet av større hyse. Dette førte til økende

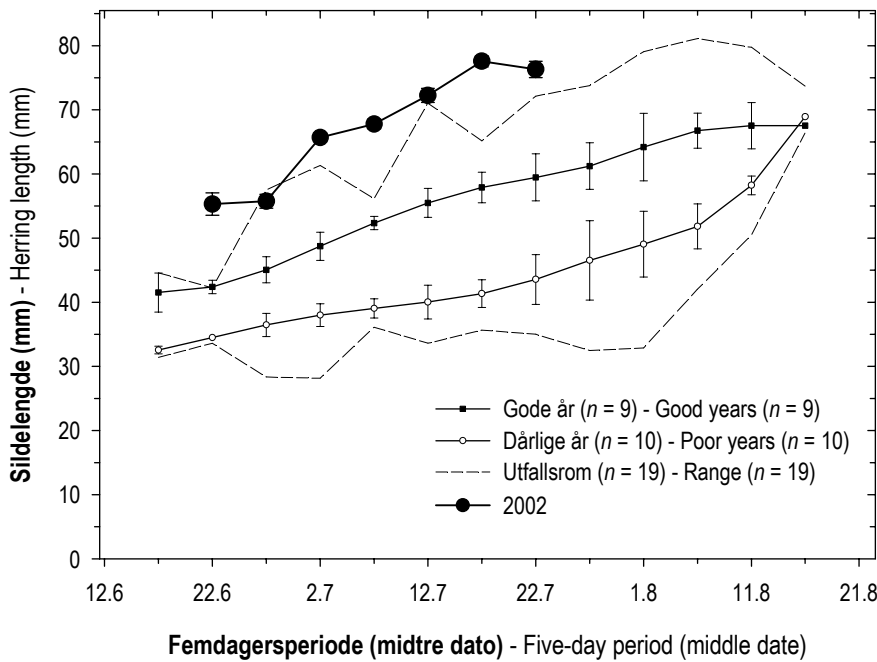
porsjonsvekter og færre antall byttedyr pr. porsjon. I første halvdel av juli var porsjonstørrelsen rekordstor, noe som indikerer at sild og havsil ikke bare var store men opptrådte i rike forekomster. I motsetning til det typiske mønsteret når næringsforholdene forverres, var det ikke tegn til reduksjon i porsjonsvekt og et økende antall byttedyr pr porsjon mot slutten av sesongen. Dette viser at næringstilgangen var meget god gjennom det aller meste av ungeperioden. Etter slutten av juli ble bare fem komplette porsjoner innsamlet. Disse er derfor utelatt i beregningene, men samtlige var tunge (snitt 15.6 g, SE = 2.39) og bestod kun av 1-2 byttedyr hver (snitt 1.6, SE = 0.24).

Det er verdt å legge merke til at den grenseverdien som er valgt for å skille mellom gode og dårlige sesonger (48 %) ligger rimelig nær den utflygingssuksessen som må til for å holde bestanden stabil (55 %, jf. **figur 14**).



Figur 4

Gjennomsnittlig (± 1 SE) porsjonsvekt (g) og antall byttedyr i nebbporsjoner fra lunde på Heryken i 2002 (store symboler, femdaggersperioder), sammenlignet med gjennomsnittsdata og utfallsrom (stiplet) for sju år med god (fylte symboler) og seks år med dårlig (åpne symboler) reproduksjon i 1986-2001 glattet med SPSS-proseduren T4253H. Gode og dårlige år er skilt ved en utflygingssuksess på halvparten av den i det beste året (96 % i 1992). Årlige resultater er rapportert av Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002). Antall porsjoner undersøkt i 2002 er angitt i tabell 5. – Mean (± 1 SE) load weight (g) and number of prey in food loads from Puffins at Heryken in 2002 (large symbols, five-day periods), compared with mean data and range (dotted) for six years with good (filled symbols) and six years with poor (open symbols) reproduction in 1986-2001 smoothed with the SPSS procedure T4253H. Good and poor years were separated by a fledging success half of that in the best year (96% in 1992). Annual results are reported by Anker-Nilssen (1998) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002). The numbers of food loads examined in 2002 are given in Table 5.

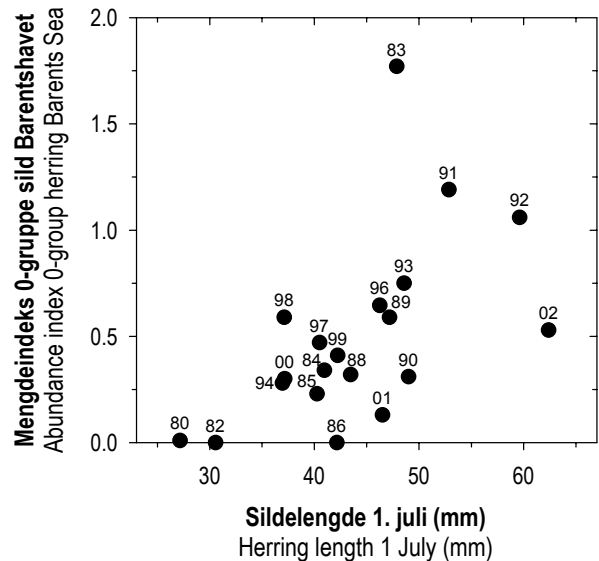


Figur 5

Gjennomsnittslengde (mm ± 1 SE) av 0-gruppe sild i nebbporsjoner fra lunde på Røst i ulike femdagersperioder i 2002 (store symboler) sammenlignet med utglattede data for åtte gode og ti dårlige år i 1980-2001 (behandlet som i Figur 4). Se Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002) for årlige resultater fra tidligere år. Utvalgsverdier for 2002 er angitt i tabell 5. – Mean length (mm ± 1 SE) of 0-group herring in food loads from Puffins at Røst in different five-day periods in 2002 (large symbols) compared with smoothed data from eight good and ten poor years in 1980-2001 (processed as in Figur 4). See Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002) for annual results from earlier years. Sample sizes for 2002 are given in Table 5.

Tabell 5. Antall 0-gruppe (0-gr) sild fra lunde målt (jf. figur 5) og antall komplette nebbporsjoner (n) undersøkt (jf. figur 3 og 4) i ulike femdagersperioder i 2002, sammenlignet med tilsvarende data for 1998-2001 (fra Anker-Nilssen 1998 og Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002). – Numbers of 0-group (0-gr) herring from Puffins measured (cf. Figure 5) and complete food loads (n) examined (cf. Figures 3 and 4) in different five-day periods in 2002, compared with similar data for 1998-2001 (from Anker-Nilssen 1998 and Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002).

Periode	1998	1999	2000	2001	2002
Period	0-gr (n)	0-gr (n)	0-gr (n)	0-gr (n)	0-gr (n)
15-19.06		18 (1)	2 (3)		
20-24.6		70 (17)	10 (19)		16 (4)
25-29.6	72 (4)	34 (26)	34 (22)	87 (8)	77 (14)
30.6-4.7	164 (12)	21 (15)	177 (22)	229 (19)	110 (26)
5-9.7	161 (9)	318 (20)	207 (13)	173 (22)	96 (23)
10-14.7	97 (12)	284 (19)	135 (8)	188 (14)	42 (28)
15-19.7	151 (9)	61 (12)	146 (9)	245 (22)	67 (20)
20-24.7	8 (4)	22 (10)	32 (5)	243 (22)	101 (26)
25-29.7	16 (11)	17 (1)	37 (4)	255 (20)	1 (14)
30.7-3.8	0 (5)	3 (6)	35 (2)	218 (21)	0 (4)
4-8.8	0 (2)	17 (4)	69 (9)	178 (20)	0 (1)
9-13.8			17 (5)	104 (11)	
14-18.8				1 (0)	
19-23.8					
24-28.8					
29.8-2.9					
Sum – Sum	669 (68)	865 (131)	901 (121)	1921 (178)	510 (160)



Figur 6

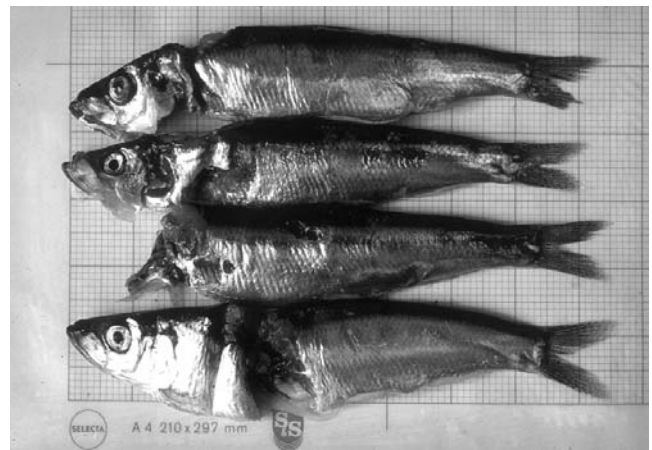
Havforskningsinstituttets mengdeindeks for 0-gruppe sild målt i Barentshavet i 20 ulike år i perioden 1980-2002 (Toresen 1985, Anon. 1999, H. Gjøsæter & P. Fossum pers. medd.) og gjennomsnittlig lengde (mm) for sild fra samme årsklasse i nebbporsjoner fra lunde på Røst 8-10 uker tidligere. Lengdeverdiene ble beregnet ved vektet, lineær regresjon på data gruppert i femdagersperioder (jf. figur 5). Se også figur 13. – Abundance indices obtained by the Institute of Marine Research for 0-group herring in the Barents Sea in 20 different years in 1980-2002 (Toresen 1985, Anon. 1999, H. Gjøsæter & P. Fossum pers. comm.) and the mean length (mm) of herring from the same year-classes in food loads from Puffins at Røst 8-10 weeks earlier. The length values were estimated by weighted linear regressions on data grouped in five-day periods (cf. Figure 5). See also Figure 13.

Tabell 6. Gjennomsnittslengde (mm \pm 1 SD) av ferske, hele fisk av de vanligste artene i nebbporsjoner fra lunde på Herynken i 1999-2002. Verdiene i parentes er vektete gjennomsnitt der de enkelte femdagersperiodene ble betraktet som likeverdige (jf. figur 2). Utvalgsstørrelsene er angitt. Se Anker-Nilssen & Øyan (1995) og Anker-Nilssen (1998) for tilsvarende data fra 1988-98. – Mean length (mm \pm 1 SD) of fresh, whole fish of the most frequent species in food loads from Puffins at Herynken in 1999-2002. Values given in parenthesis are weighted means calculated by giving the different five-day periods equal weight (cf. Figure 2). Sample sizes are indicated. See Anker-Nilssen & Øyan (1995) and Anker-Nilssen (1998) for similar data from 1988-97.

Art Species	År – Year			
	1999	2000	2001	2002
Sild	46.5 \pm 8.6	38.3 \pm 6.2	56.6 \pm 12.7	68.5 \pm 11.5
Herring	(41), $n=717$	(39), $n=901$	(58), $n=1675$	(62), $n=510$
Havsil	90.3 \pm 12.3	85.3 \pm 16.2	75.9 \pm 3.0	112.2 \pm 15.4
Sandeel	(76), $n=275$	(75), $n=322$	(75), $n=9$	(106), $n=231$
Sei	62.0 \pm 14.8	52.7 \pm 11.5	–	77.7 \pm 22.3
Saithe	(59), $n=60$	(58), $n=35$	$n=0$	(84), $n=6$
Hyse	108.1 \pm 13.5	76.3 \pm 13.3	74.4 \pm 20.9	98.7 \pm 15.9
Haddock	(103), $n=36$	(78), $n=10$	(77), $n=103$	(104), $n=17$
Hvitting	92.0 \pm 14.6	64.1 \pm 22.0	52.1 \pm 8.6	101.8 \pm 14.9
Whiting	(94), $n=20$	(67), $n=12$	(51), $n=7$	(99), $n=43$
Torsk	34.0	54.0	46.2 \pm 7.6	55.0
Cod	$n=1$	$n=1$	(46), $n=23$	$n=1$
Tangbrosme	30.4 \pm 3.9	32.2 \pm 5.8	31.3 \pm 3.0	–
Rockling	(30), $n=42$	(35), $n=34$	(32), $n=19$	$n=0$

Gjennomsnittslengden av sild i lundenes diett pr. 1. juli hvert år benyttes som en indeks for sildens størrelseskonisjon. Verdiene estimeres ved hjelp av lineære regresjonsanalyser basert på gjennomsnittsmålene for hver femdagersperiode (jf. figur 5). Størrelsesindeksen for 2002 var den største vi noen gang har registrert. Havforskningsinstituttet (HI) sin indeks for mengde 0-gruppe sild i Barentshavet et par måneder senere var forholdsvis moderat, men dette kan ha flere årsaker, for eksempel forsinket drift (og dermed ankomst) av 0-gruppe til området eller at årsklassen hadde en mer nordvestlig utbredelse enn vanlig på denne tiden. Det gode samsvaret mellom våre lengdeindekser og HIs mengdeindekser for de samme årsklassene ble likevel opprettholdt (Spearman $r_s = 0.643$, $n = 20$, $p = 0.002$, figur 6). Hvor sterk årsklassen 2002 egentlig var, kan først beregnes når de begynner å rekruttere til gytebestanden.

Det er som regel også betydelige størrelsesforskjeller fra år til år for de fleste andre byttedyrartene (jf. Anker-Nilssen 1992, 1998 og Anker-Nilssen & Øyan 1995). I 2002 var også havsilen rekordstor, og både hyse og hvitving var større enn normalt (tabell 6). Dette vitner om svært gode oppvekst-vilkår for pelagisk 0-gruppe fisk i Norskehavet dette året.



Sild og sil, og litt til. Rekordstore 0-gruppe sild (bildet) og havsil var de dominerende byttedyrene i lundeungenes diett gjennom en stor del av reirtiden i 2002. Dette la grunnlaget for den beste ungeveksten som hittil er registrert i prosjektets historie. Et par måneder senere ble sildeårsklassen 2002 vurdert som moderat god, men god fiskestørrelse - kanskje også en uvanlig utbredelse - gir håp om et betydelig rekrutteringsbidrag. (Foto © T. Anker-Nilssen)

3.4 Reproduksjon

3.4.1 Eggstørrelse

Hos mange arter er det vist at unge, uerfarne fugler legger mindre egg enn voksne, erfarne hekkefugler (f.eks. Sæther 1990, Hipfner et al. 1997). Variasjoner i eggstørrelse innen populasjonen kan derfor indikere om bestandsendringene skyldes variasjoner i rekruttering eller 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 de fleste år etter 1989 ble en stor andel av eggene i studiereirene målt og deres volum (V) beregnet som angitt av Hoyt (1979) etter formelen

$$V = K_v LB^2$$

der L er eggglengde, B er eggbredde og konstanten $K_v = 0.507$. Uvanlig få egg ble målt i 2002 (tabell 7). Fordi vi bare måler egg når det ikke er voksenfugl tilstede på reiret, indikerer dette en meget høy kontinuitet i rugingen. Dette ble også bekreftet av den svært gode klekkesuksessen i 2002 (kapittel 3.4.2).

Lundeeggens volum varierer betydelig mellom år (ANOVA, $F_{14,1735} = 2.84$, $p < 0.001$, tabell 7, 1982 utelatt pga liten n). Eggene som ble målt i 2002 var litt lengre og smalere og hadde mindre volum enn snittet for alle år. Vi fant ingen signifikant negativ samvariasjon mellom bestandsendring i prosent fra foregående år (tabell 3) og de ulike eggmaal ($n = 15$; eggvolum Pearson $r = -0.390$, $p = 0.151$, eggbredde

Tabell 7. Statistikk for eggstørrelse (i mm og ml) hos lunde i studiereirene på Røst i 1982-2002. – Parameters of egg size (in mm and ml) in the Puffins nests studied at Røst in 1982-2002.

År Year	n n	Lengde Length		Bredde Breadth		Volum 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	164 ^a	63.7	0.18	43.9	0.10	62.2	0.34
1995	284 ^a	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
1998	116	63.3	0.21	43.7	0.13	61.3	0.44
1999	38	63.1	0.37	43.9	0.25	61.8	0.91
2000	56	63.4	0.31	43.5	0.16	61.0	0.51
2001	65 ^b	63.5	0.25	43.7	0.15	61.8	0.55
2002	34	63.8	0.41	43.6	0.16	61.4	0.61
Snitt Mean	109	63.3	0.14	43.9	0.06	61.8	0.17

a) Hvorav ett bare målt bredde

b) Hvorav ett bare målt lengde og ett bare målt bredde

$r = -0.278$, $p = 0.315$ og egg lengde $r = -0.226$, $p = 0.418$), slik det forventes om bestandsendringen er et rimelig mål for rekruttering. Dette gjalt også i forhold til endringen i eggvolum mellom påfølgende år ($r = -0.203$, $n = 13$, $p = 0.505$).

Imidlertid forbedres disse korrelasjonene betydelig når en korrigerer for variasjonen i overlevelse for voksne fugler (**kapittel 3.5.2**) ved å bruke estimerte maksimumsverdier for rekrutteringsrater. Denne analysen er foreløpig stilt i bero, bl.a. fordi den kan styrkes ytterligere når vi har beregnet rimelige mål for årlig variasjon i hekkebelegg (**kapittel 3.4.2**) og dermed kan utlede mer troverdige mål for rekrutteringsrater. Den tidligere påviste tendens til negativ korrelasjon mellom eggvolum og gjennomsnittlig hekkesuksess 5-7 år tidligere (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) er nå svekket (Pearson $r = -0.389$, $n = 15$, $p = 0.152$) men avviser ikke en sammenheng mellom rekruttering og eggstørrelse. Eggmålene må også forventes å være påvirket av hunnenes kondisjon like før egglegging, som varierer betydelig fra år til år (**kapittel 3.2**). De målte eggene er dessuten ikke et helt representativt utvalg. Egg som klekkes sent eller blir forlatt har større sjanse for å bli målt, også fordi eggene (av hensyn til forstyrrelse) ikke tas ut når en av voksenfuglene er til stede i reiret. I gode år vil derfor egg av første gangshekkende fugler (som legger sent og kanskje også er dårligere til å ruge) kunne være overrepresentert i utvalget.

Tabell 8. Statistikk for klekkesidspunkt i studiereirene på Røst i perioden 1978-2002. 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 1978-2002. Estimates for 1978-79 are based on data published by Tschanz (1979).

År Year	Klekkesdato (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	?	+ 1.3
1979	23.2	2.5	23	31	- 2.9	- 1.6
1980	18.3	5.5	18	7	- 4.9	- 6.5
1981	16.5	8.7	14	11	- 1.8	- 8.3
1982	13.3	6.2	13	18	- 3.2	- 11.5
1983	10.6	5.8	11	66	- 2.7	- 14.2
1984	20.0	6.6	19	37	+ 9.4	- 4.8
1985	28.6	5.2	28	43	+ 8.6	+ 3.8
1986	22.8	4.5	23	59	- 5.8	- 2.0
1987	?	-	-	0	?	
1988	30.2	6.3	30	24	?	+ 5.4
1989	28.2	7.3	27	84	- 2.0	+ 3.4
1990	24.3	8.1	23	131	- 3.9	- 0.5
1991	25.0	3.9	25	138	+ 0.7	+ 0.2
1992	29.5	5.7	29	138	+ 4.5	+ 4.7
1993	24.8	4.4	24	131	- 4.7	0.0
1994	21.5	8.6	19	63	- 3.3	- 3.3
1995	(28.0)	-	(28)	1	(+ 6.5)	(+ 3.2)
1996	51.5	6.7	51	69	(+ 23.5)	+ 26.7
1997	30.7	4.1	30	144	- 20.8	+ 5.9
1998	30.5	5.5	32	129	- 0.2	+ 5.7
1999	21.7	6.3	20	121	- 8.8	- 3.1
2000	21.0	4.8	20	99	- 0.7	- 3.8
2001	28.0	4.6	27	103	+ 7.0	+ 3.2
2002	25.1	4.4	25	104	- 2.9	+ 0.3
1978-02	24.8	7.9	24	23		

3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess

Lundeeggens klekkesidspunkt fra år til år har variert innenfor en periode på nesten seks uker med tyngdepunkt i siste uke av juni (**tabell 8**). Midtpunktet i klekkingen i 2002 inntraff to dager tidligere enn i 2001 og en dag senere enn medianen for alle år.

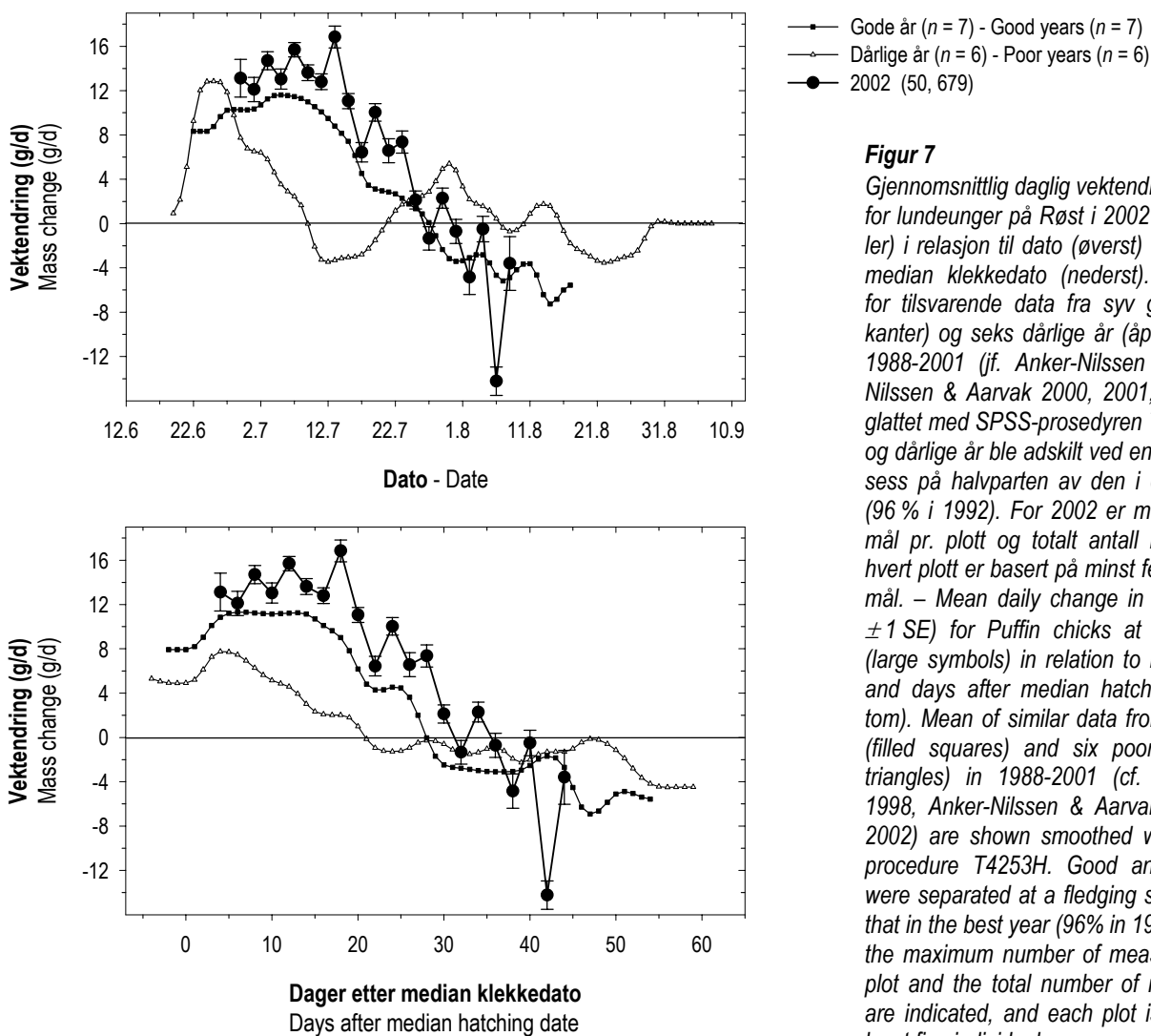
Siden 1980 har i alt 796 ulike reir inngått i reproduksjonsundersøkelsene på Heryken, hvorav minst 200 (25 %) ikke kan gjenfinnes fordi merkepinnen enten er ødelagt av sau eller tatt av ravn (til reirmateriale). Hvert år tapes noen pinner på denne måten, og tapsrisikoen har klar sammenheng med kvaliteten på pinnene og avstanden til ravnreiret på Heryken. År om annet leter vi opp nye reir og skifter ut dårlige pinner for å opprettholde et tilstrekkelig og

representativt utvalg. I 2002 ble kun 2 nye reir oppmerket. Av de i alt 487 tidligere oppmerkede studiereirene som inngikk i reproduksjonsstudiene i 2002 ble 125 reir (25.7 %) forbeholdt en test av videometoden som ble benyttet på et tilsvarende utvalg reir i de tre foregående år (**kapittel 2.2**). Antall studiereir som ble undersøkt på regulær måte ($n = 362$) var omtrent som i 2001 ($n = 358$). Frekvens (hver fjerde dag) og rutiner for reirsjekk var uendret. Når "videoreirene" utelates ble det i 2002 beviselig lagt egg i 37.5 % (132 av 352) av de tidligere oppmerkede studiereirene som fremdeles var inntakte (10 reir var rast sammen). Dette er 15.7 % lavere enn i 2001 (43.8 %). Forskjellen er ikke signifikant ($\chi^2_{\text{corr}} = 2.597$, $df = 1$, $p = 0.107$) men svært lik den observerte bestandsendringen (-15.0 %, **tabell 3**). Belegget er vesentlig dårligere enn i 1997-2001 ($\chi^2 = 35.12$, $df = 5$, $p < 0.001$) og 36.1 % lavere enn belegget i 1997 (58.7 %), dvs. omtrent lik bestandsendringen i 1997-2002 (-39.2 %). Mål for hekkebelegg før 1997 er foreløpig ikke beregnet.

I 2002 ble det konstatert klekking i 105 (79.5 %) av de 132 regulære studiereirene hvor det påviselig ble lagt egg. Eksempelvis er dette like bra som i 1999 (79.6 %), klart bedre enn i 2000-2001 (hhv 71.0 % og 66.9 %) og betydelig høyere enn i 1997-1998 (hhv 49.3 % og 51.5 %) ($\chi^2 = 72.42$, $df = 5$, $p < 0.001$).

3.4.3 Ungevekst

Lundeungenes vekst har vært 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 har vektkurven (i forhold til alder) hatt en normal sigmoid form (**figur 8**), til tross for at vekstraten har variert sterkt mellom år. Den store spredningen i hekketidspunkt vil i noen grad ha glattet ut kurvene, men de indikerer likevel at



Figur 7

Gjennomsnittlig daglig vektending ($g \pm 1$ SE) for lundeunger på Røst i 2002 (store symboler) i relasjon til dato (øverst) og dager etter median klekkedato (nederst). Gjennomsnitt for tilsvarende data fra syv gode (fylte firkanter) og seks dårlige år (åpne trekkanter) i 1988-2001 (jf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002) er vist glattet med SPSS-proseduren T4253H. Gode og dårlige år ble adskilt ved en utflyttingssuksess på halvparten av den i det beste året (96 % i 1992). For 2002 er maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål angitt, og hvert plott er basert på minst fem individuelle mål. – Mean daily change in body mass ($g \pm 1$ SE) for Puffin chicks at Røst in 2002 (large symbols) in relation to real date (top) and days after median hatching date (bottom). Mean of similar data from seven good (filled squares) and six poor years (open triangles) in 1988-2001 (cf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002) are shown smoothed with the SPSS procedure T4253H. Good and poor years were separated at a fledging success half of that in the best year (96% in 1992). For 2002, the maximum number of measurements per plot and the total number of measurements are indicated, and each plot is based on at least five individual measurements.

endringene i næringstilgangen i slike år er mindre plutselige og mindre omfattende enn i år hvor vekstkurven har hatt en tydelig knekk (1984, 1993-94 og 1999-2000. Ved å betrakte den daglige variasjonen i ungenes vekstrate (**figur 7**) trer omslagene i næringstilgang tydeligere fram. I år med god hekkesuksess er vekstraten som regel rimelig god inntil den siste tiden før reirforlating, hvor et vekttap er normalt hos mange sjøfugl, seilere og svaler (Ricklefs 1968). I år med dårlig utflygningssuksess opplever lundeungene en langt større variasjon i næringstilgang og dermed i vekstrate (**figur 7**). Da er vektutviklingen som oftest dårlig allerede fra starten av, og den har gjerne stagnert ved tre ukers alder. I gode år, derimot, er vekstraten nesten alltid svært gunstig de første tre ukene og vektutviklingen stagnerer sjelden før etter fire uker. Etter dette er vekttapet større i gode enn dårlige år, men dette er kun en naturlig følge av den enorme forskjellen i vekst de første fire ukene. Ungene i gode år når vanligvis maksimumsvekt i løpet av fire uker (**figur 8**) og veier da to-tre ganger mer enn like gamle unger i dårlige år.

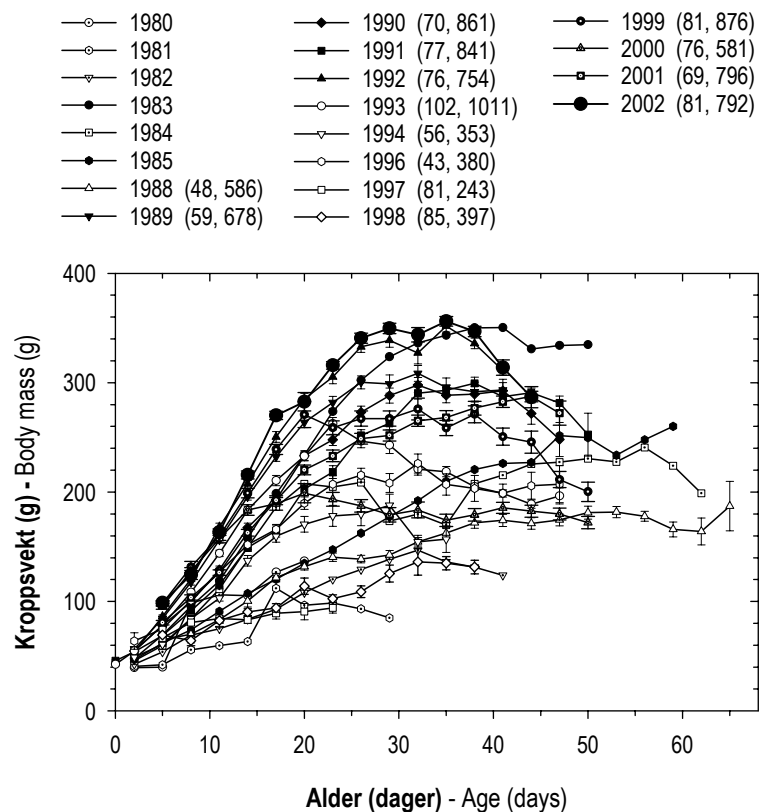
Ungenes morfometriske vektutvikling gjenspeiler også næringsforholdene (**figur 9**). Som vist eksperimentelt av Øyan & Anker-Nilssen (1996) blir bestemte kroppsdelene prioritert når næringstilgangen begrenses. De viste at veksten av ekstremitetene blir prioritert i følgende rekkefølge: skalle/hode, nebb, arm, føtter (tars) og vingefjær. I det ekstremt dårlige året 1997 økte ungene nesten ikke i vekt,

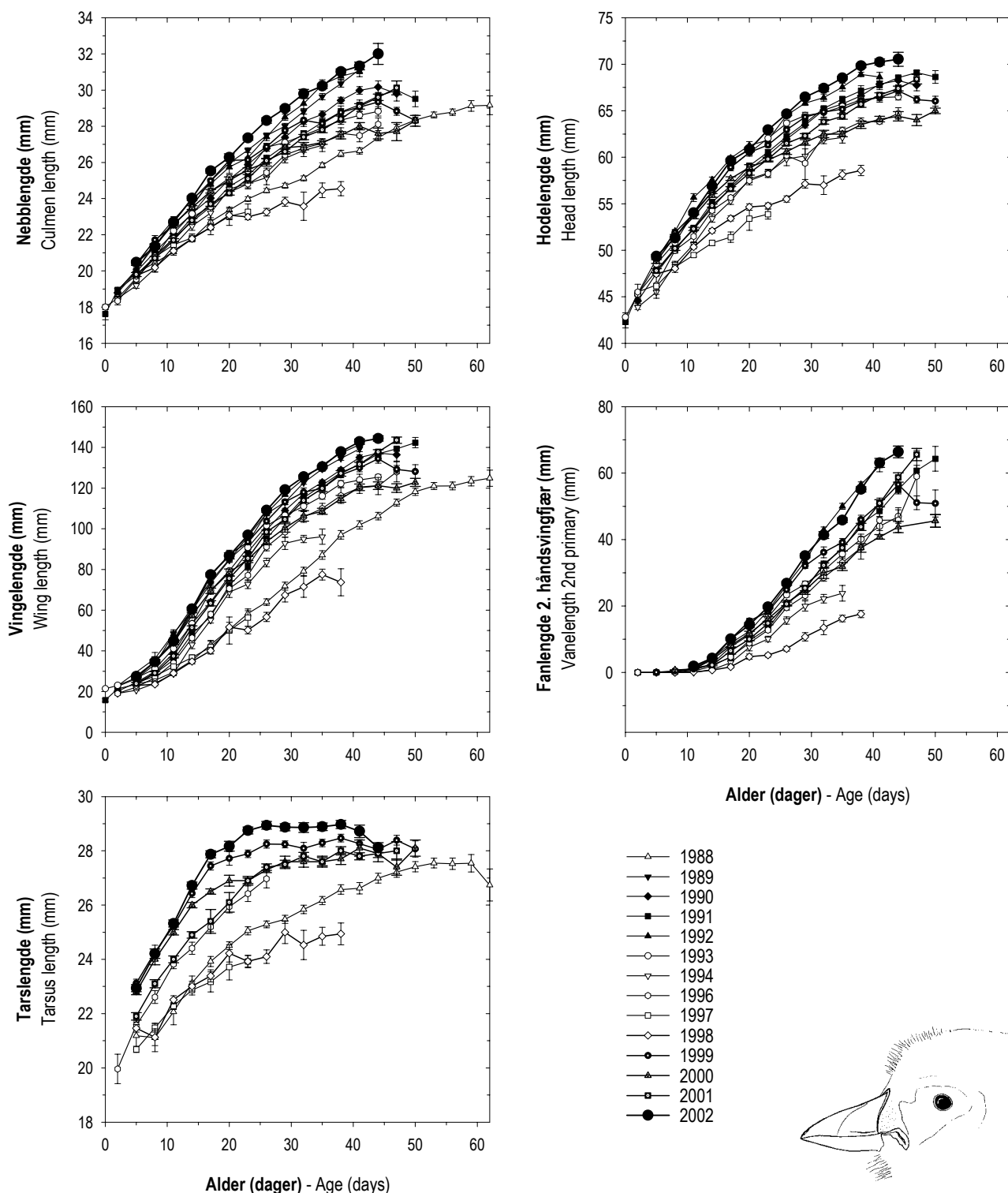
og det var da også en påfallende retardasjon av hodeveksten. 1998 var ikke mye bedre og alle vekstparametre ble da betydelig svekket. Dette viser at ungenes muligheter til å buffre dårlige tider med allokering av vekst til viktige kroppsdelene (Øyan & Anker-Nilssen 1996) reduseres dramatisk eller opphører ved ekstremt dårlig næringstilgang.

Lundeungenes vekst i 2002 er den beste som er registrert i prosjektets historie (**figur 7-9**). Veksten av alle målte kroppsdelene var rekordartet god. Dette kan utvilsomt forklares med at dietten gjennom ungenes viktigste vekstfase var dominert av stor havsil og stor sild. Disse har henholdsvis det høyeste og nest høyeste energiinnholdet som er målt blant lundens byttedyr på Røst (Anker-Nilssen & Øyan 1985). Ungens vektutvikling var ekstremt god så lenge de fikk havsil og sild, og innen dietten endret seg hadde de fleste nådd maksimumsvekt på godt over 350 g. Mønsteret med en stabil og senere avtagende ungevekt etter dette er helt typisk for toppårene, og bare i perioden 4-8. august var vekttapet så stort at det vitnet om en klar, men kortvarig, svikt i næringstilgangen. Tilgangen på hvitting og hyse de siste ukene sikret suksessen, og ungene kunne forlate kolonien i bedre kondisjon enn vi har sett det noen gang tidligere de siste 20 årene (**kapittel 3.4.5**). Bedre forhold har lundeungene på Røst i alle fall ikke hatt siden midten av 1960-årene!

Figur 8

Lundeungenes vektutvikling ($g \pm 1$ SE) på Røst i 2002 (store symboler) i relasjon til alder (dager), sammenlignet med tilsvarende data fra 1980-2001. 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 siden 1988. – Body mass ($g \pm 1$ SE) development of Puffin chicks at Røst in 2002 (large symbols) in relation to their age (days), compared with similar data from 1980-2001. 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 since 1988.





Figur 9

Gjennomsnittlige vekstkurver ($\text{mm} \pm 1 \text{ SE}$) for lundeungenes utvikling av nebb lengde, hodelengde (inkl. nebb), vingelengde, utbrutt fjærfan (på lengste håndsvingfjær) og tarslengde på Røst i 2002 (store symboler) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med tilsvarende data fra 1988-2001. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Tilsvarende kurver for nebb- og tarslengde i 1982-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål, men utvalgsstørrelsen i 1991-94 og 1997 er gjennomgående noe lavere enn i figur 8 fordi noen av variablene da 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 the longest primary pen, and tarsus of Puffin chicks at Røst in 2002 (large symbols) in relation to their age (days) compared with similar data from 1988-2001. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Similar curves for culmen and tarsus length in 1982-85 have been published by Anker-Nilssen (1987). All plots are based on at least five individual measurements, but samples sizes in 1991-94 and 1997 were in general somewhat lower than in Figure 8, as some variables were then periodically only measured during every second control.

3.4.4 Hekkesuksess

Lundenes hekkesuksess har variert sterkt fra år til år (**tabell 9**). Hekkeresultatet måles som utflygningssuksess, definert som andel klekte unger som forlater reiret. I år med total ungedødelighet ble resultatene også bekreftet av en rekke andre observasjoner i kolonien, bl.a. av de voksne fuglenes atferd. Enkelte reir som muligens ble forlatt på grunn av vår forstyrrelse i den mest sårbare perioden under og like etter klekking er ikke medregnet (se f.eks. Anker-Nilssen & Brøseth 1998 for nærmere forklaring). Resultatene er ellers ikke justert for effekten av vår kontrollvirksomhet, som trolig er størst i dårlige sesonger (Anker-Nilssen & Aarvak 2002). Også i årene med en viss reproduksjon er nok den reelle utflygningssuksessen gjennomgående litt bedre enn resultatene i **tabell 9** tilsier.

Det ble påvist klekking i 105 av 132 regulære studiereir der det påviselig ble lagt egg i 2002. Den videre skjebne til ni av disse ungene er ikke kjent, som regel fordi de kunne gjemme seg lenger inn i en reirgang der ikke alt var innenfor vår rekkevidde. Av de øvrige 96 var det 87 unger som overlevde reirtiden. Utflygningssuksessen ble dermed estimert til 91 % (**tabell 9**).

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 2002 ble lagt til (Spearman $r_s = 0.444$, $n = 20$, $p = 0.050$). Forholdet viser at lundene hekker 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**), men sammenhengen forsterkes dersom også disse dataene inkluderes (Spearman $r_s = 0.503$, $n = 22$, $p = 0.017$). En sammenheng mellom hekkeresultat og neste års hekestart er et svært interessant fenomen som bidrar til å belyse hekkefuglenes reproduktive investeringskostnader (bl.a. Erikstad et al. 1998b og Anker-Nilssen et al. i manus c).

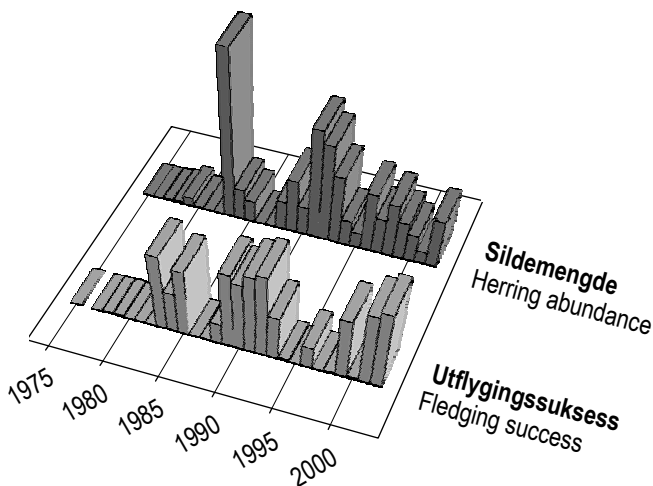
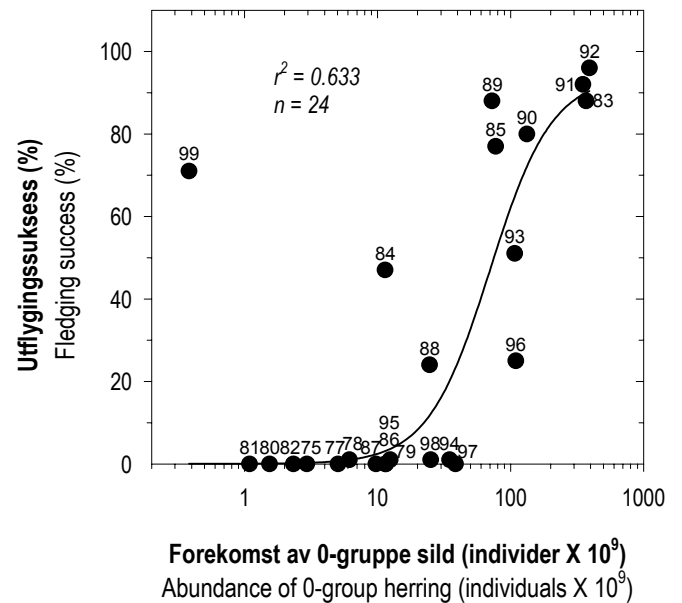
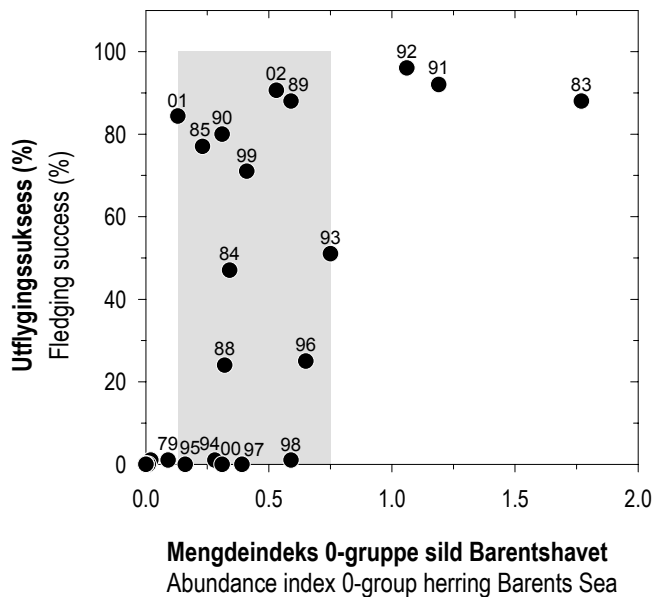
Lundenes hekkesuksess er nøye korrelert med årsklassestyrken for 0-gruppe sild målt i Barentshavet 1-2 måneder senere (Spearman $r_s = 0.647$, $n = 27$, $p < 0.001$, **figur 10**). Yngelindeksen for 2001 (0.13) markerer en nedre terskelgrense for hekkesuksess. Svakere årsklasser har alltid vært ledsaget av tilnærmet fullstendig hekkesvikt (9 år). Med indekser i intervallet 0.13-0.75 har hekkesuksessen vært svært variabel (god i 6 år, moderat i 2 år og dårlig eller manglende i 7 år), mens sterkere sildeårsklasser alltid har vært ledsaget av god hekkesuksess (3 år).

Med bakgrunn i en virtuell populasjonsanalyse (VPA) har ICES (2002) tilbakeberegnet kvantitative estimater for antall 0-gruppe sild hvert år fra 1907 til 1999. Havforskningsinsti-

Tabell 9. Beregnet utflygningssuksess for lundeunger på Røst i 1978-2002 og tilhørende datagrunnlag (antall studiereir med kjent utfall, hvorav reir antatt å ha blitt forlatt pga av vår forstyrrelse er utelatt). Estimaterne for helt mislykkede år ble også bekreftet av en rekke andre observasjoner. – Estimated fledging success of Puffin chicks at Røst in 1978-2002 and the corresponding sample sizes (no. of study nests with known outcome, excluding those assumed to have been abandoned due to our disturbance). The estimates for completely failed seasons were also confirmed by several other observations.

År Year	Utflygnings- suksess (%) Fledging success (%)	<i>n</i> <i>n</i>	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	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1996	25	67	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1997	0	150	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1998	1	117	Anker-Nilssen 1998
1999	71	94	Anker-Nilssen & Aarvak 2000
2000	2	98	Anker-Nilssen & Aarvak 2001
2001	84	96	Anker-Nilssen & Aarvak 2002
2002	91	96	
Snitt Mean	36.9	64	

tuttet (I. Røttingen og R. Toresen pers. medd.) understreker at disse målene bl.a. er prisgitt feilkildene i fiskeristatistikken for eldre sild og, ikke minst, den betydelige usikkerhet som er knyttet til sildas dødelighet gjennom hele første leveår. VPA-verdiene for 0-gruppe kan derfor ikke tolkes som absolute, selv om den unikt lange dataserien er en stor styrke for analysen. Det er likevel grunn til å tro at estimatene er svært robuste som relative mål for mellomårs-variasjonen i silde-mengde, og at de er i samme størrelsesorden som de reelle verdiene for mengde sild ved metamorfose (gitt at sildestørrelsen da er nær 1 gram, som forutsatt i VPA-modellen).



Figur 10

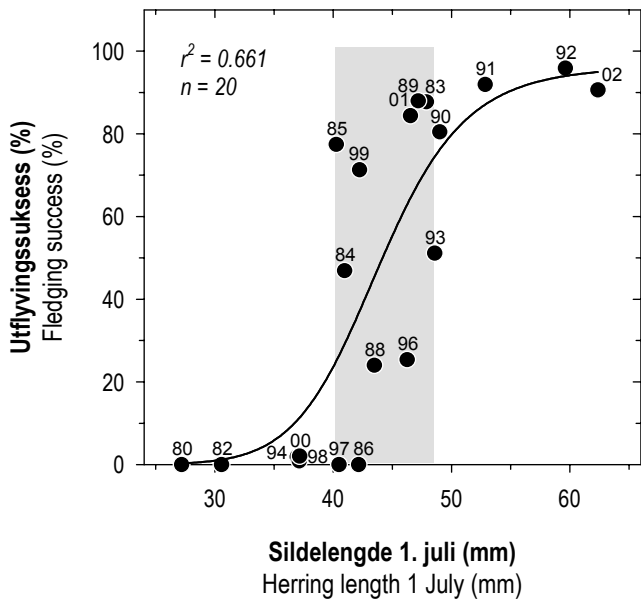
To måter å visualisere sammenhengen mellom utflyngingssuksess (antall unger utfløyet pr. egg klekket) for lundeunger på Røst somrene 1975-2002 og Havforskningsinstituttets mengdeestimer (logaritmisk indeks) for 0-gruppe sild i Barentshavområdet i august-september samme år. Utflyngingsdata for 1975-85 er basert på Lid (1981) og Anker-Nilssen (1987), mens indekser for sild er etter Toresen (1985), Anon. (1999) og H. Gjøsæter og P. Fossum (pers. medd.). I øverste figur ligger åtte plott tett ved origo, og det er antydning av en terskelson (grått felt) for sildindeksen hvor hekkesuksessen er svært variabel. – Two ways of visualising the relationship between fledging success of Puffin chicks at Røst in the summers of 1975-2002 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), Anon. (1999), and H. Gjøsæter and P. Fossum (pers. comm.). In the upper graph, eight plots are situated close to the origin, and a threshold zone (shaded grey) for levels of herring associated with very variable breeding success is tentatively indicated.

Figur 11

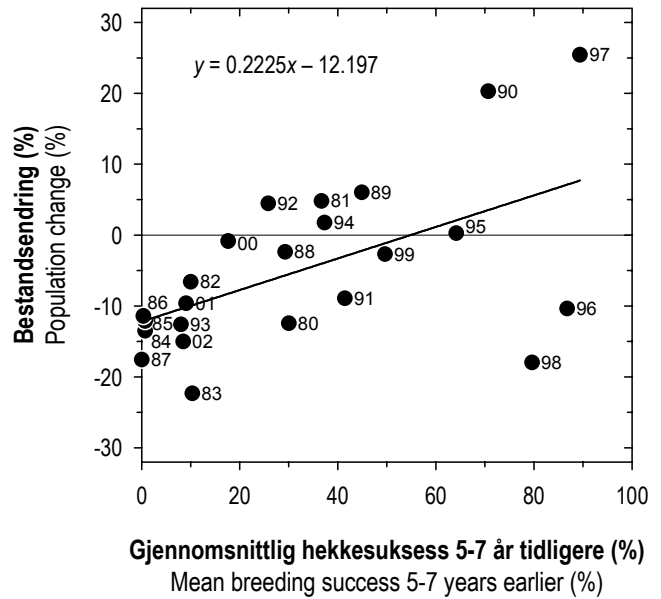
Sammenhengen mellom utflyngingssuksess for lundeunger på Røst i 1975-99 (som i figur 10) og VPA-estimer for antall 0-gruppe sild til samme tid (ICES 2002). En logistisk regresjonskurve er tilpasset dataene ($F = 18.08$, $p < 0.001$). – The relationship between fledging success of Puffin chicks at Røst in 1975-99 (as in Figure 10) and VPA estimates for the concurrent abundance of 0-group herring (ICES 2002). A logistic regression curve is fitted to the data set ($F = 18.08$, $p < 0.001$).

Når lundeungenes utflyngingssuksess korreleres mot VPA-estimatene for 0-gruppe tegnes et langt sterkere samsvar mellom sild og lunde (figur 11) enn med den mindre kvantitative 0-gruppeindeksen (figur 10). Som forventet ble forholdets styrke vesentlig svekket ved tilføyelsen av det avvikende året 1999, da hekkesuksessen ble sikret av andre byttedyr. Med en logistisk regresjon ($F = 18.08$, $df = 23$, $p < 0.001$) forklarer VPA-verdiene nå 63 % av variasjonen i utflyngingssuksess i perioden 1975-99. Terskelsonen ligger omkring en sildemengde på ca 70 milliarder individer (kurvens vendepunkt), tilsvarende tre ganger det antallet sild lundene på Røst er i stand til å konsumere gjennom ungeperioden når hver fisk veier nær 1 g (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I gode år passerer silda i lundenes diett denne størrelsen omkring 25. juli (figur 5). Metamorfosen skjer når de er 45-50 mm lange (pers. obs.), dvs. ultimo juni. De har da en kroppsvekt på 0.3-0.5 g (Anker-Nilssen & Øyan 1995), altså bare 30-50 % av verdien som er benyttet i VPA-modellen.

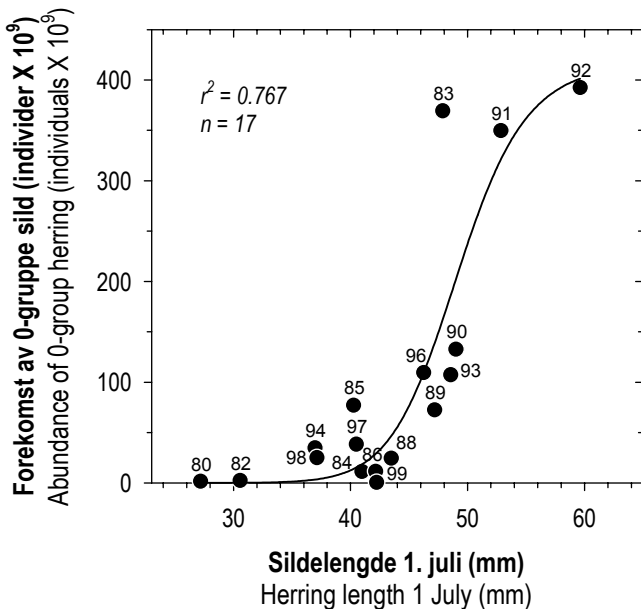
Størrelsen på sild i lundeungenes diett er en vel så god indikator for hekkesuksess. Standardisert som gjennomsnittlig lengde pr. 1. juli hvert år beregnet ved lineær regresjon (jf. figur 5-6), forklarer silde lengden nå 66 % av utflyngingssuksessen (logistisk regresjon, $F = 16.56$, $df = 19$, $p = 0.001$, figur 12). Dette er ikke uventet, siden sildeyngelens vekst-vilkår også vil være helt avgjørende for dens overlevelse.



Figur 12
Sammenhengen mellom lundeungenes utflygingssuksess i 1980-2002 (som i tabell 8) og gjennomsnittlig lengde (mm) av 0-gruppe sild i deres diett på Røst 1. juli i de samme år (som i figur 6). En logistisk regresjonskurve er tilpasset dataene ($F = 16.56$, $p < 0.001$). Terskelsonen er antydnet som et grått felt. – The relationship between the fledging success of Puffin chicks in 1980-2002 (as in Table 8) and the mean length (mm) of 0-group herring in their diet at Røst on 1 July of the same years (as in Figure 6). The threshold zone is indicated by grey shading. A logistic regression curve is fitted to the data set ($F = 16.56$, $p < 0.001$).



Figur 14
Årlige endringer i hekkebestandens størrelse i årene 1979-2002 i relasjon til lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess (målt som ungenes utflygingssuksess) 5-7 år tidligere. Regresjonen er statistisk signifikant ($r^2 = 0.301$, $n = 23$, $p = 0.007$). – Annual changes in breeding numbers in the years 1979-2002 in relation to the Puffins' mean breeding success (as measured by the fledging success of chicks) 5-7 years earlier. The regression is statistically significant ($r^2 = 0.301$, $n = 23$, $p = 0.007$).



Figur 13
Samme forhold som i figur 6, men med VPA-data for 0-gruppe sild fra ICES (2002). En logistisk regresjonskurve er tilpasset dataene ($F = 23.00$, $p < 0.001$). – Same relationship as in figure 6, but using VPA data for 0-group herring from ICES (2002). A logistic regression curve is fitted to the data set ($F = 23.00$, $p < 0.001$).

Dette fremgår også tydelig av de gode korrelasjonene i **figur 6** og **figur 13**. Forholdet indikerer en terskelsonen (markert som et grått felt i **figur 12**) med svært variabel reproduksjon når sildelengden pr. 1. juli ligger i intervallet 40-49 mm (11 år). Med større sild har ungeoverlevelsen alltid vært god (4 år), mens dødeligheten har vært så godt som total i år med sild av mindre størrelse (5 år).

VPA-estimatene forbedrer også forholdet mellom størrelsen på sild i lundenes diett og sildas årsklassestyrke (**figur 13**, jf. figur 6). Med en logistisk regresjon kan denne størrelsesindeksen predikere årsklassestyrken med 77 % sikkerhet, altså mer presist enn lundeungenes utflygingssuksess. Dette er høyst forventet siden utflygingssuksessen også er påvirket av tilgangen på andre byttedyr enn sild.

Til tross for den store variasjonen i sildestørrelse fra år til år, er det en klar positiv sammenheng mellom mengde sild i dietten og lundeungenes utflygingssuksess (data som i **figur 2** og **tabell 9**, Pearson $r^2 = 0.239$, $n = 22$, $p = 0.073$).

Endringen i bestandsstørrelse mellom påfølgende år er positivt korrelert med lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess 5-7 år tidligere (Pearson $r^2 = 0.301$, $n = 23$, $p = 0.007$, **figur 14**). Forholdets statistiske styrke endret seg ikke vesentlig med resultatene for 2002, mens 1996 og 1998 var klart avvikende år (jf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen &

Brøseth 1998). Det er svakere korrelasjoner mellom bestandsendring og gjennomsnittlig hekkesuksess 6-8 år tidligere ($r = 0.357$, $n = 23$, $p = 0.095$) og 4-6 år tidligere ($r = 0.412$, $n = 23$, $p = 0.051$). Mot årvisse reproduksjonsdata fire, fem, seks og syv år tidligere er korrelasjonene henholdsvis $r^2 = 0.017$ ($p = 0.548$), $r^2 = 0.309$ ($p = 0.006$), $r^2 = 0.077$ ($p = 0.200$) og $r^2 = 0.179$ ($p = 0.044$). Verdiene antyder at lundenes gjennomsnittlige rekrutteringsalder er nærmere fem enn sju år.

Selv om det ikke var forventet rekruttering i vesentlig omfang, var bestandsutviklingen fra 2001 til 2002 enda dårligere enn regresjonen i **figur 14** skulle tilsi. Dette antyder dårlig overlevelse for voksne fugler også gjennom vinteren 2001/02 (**kapittel 3.5.2**). Det ekstremt høye innslaget av unge fugler blant svartbakens ofre viser at ungene fra 1999 begynte å besøke kolonien i større antall 2-3 år før de kan forventes å rekruttere for fullt monn (**kapittel 3.7**). Årlige rekrutteringsrater kan ikke estimeres med rimelig grad av sikkerhet før overvåkningen av voksenoverlevelse er videreført og mer nøyaktige estimater for hekkevilligheten i hvert enkelt år er beregnet. Bestandens rekrutteringsreserve består nå av tre årsklasser: ungene fra 1999, 2001 og 2002, som i størst omfang kan forventes å starte hekkingen for fullt i henholdsvis 2004, 2006 og 2007.

Regresjonslinjen i **figur 14** har nullpunkt ved en utflygnings-suksess på 54.8 %. Dette er et omtrentlig estimat for den årlige hekkesuksessen bestanden i gjennomsnitt trenger for å holde seg stabil, gitt den overlevelse unge og voksne fugler har erfart siden 1979 og hvor stor andel av bestanden som har lyktes frem til klekking hvert enkelt år. Estimater lig-ger tilfredsstillende nær den valgte grenseverdien som skiller gode og dårlige sesonger i analysene (**figur 4-5 og 7**).

3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating

Ungenes kondisjon ved slutten av reirperioden har variert kraftig fra år til år (**tabell 10**). Det er en signifikant negativ sammenheng mellom gjennomsnittlig sistevekt og alder på de ungene som forlot reiret (Pearson $r^2 = 0.387$, $n = 12$, $p = 0.031$). Da er år med utvalgsstørrelse mindre enn fem utelatt, men forholdet styrkes om også disse inkluderes ($r^2 = 0.520$, $n = 15$, $p = 0.002$). Tilsvarende god sammenheng ble ikke funnet for de andre størrelsesvariablene (vingelengde: $r = -0.291$, $n = 10$, $p = 0.414$, nebb lengde: $r = -0.373$, $n = 12$, $p = 0.232$, hode+nebb: $r = -0.225$, $n = 8$, $p = 0.592$). Dette indikerer at ungenes vekt-kondisjon er en viktig proksi-mat faktor for reirtidens lengde, men antyder også at de må nå visse minstemål i utvikling av viktige kroppsdeler før utflygning er mulig.

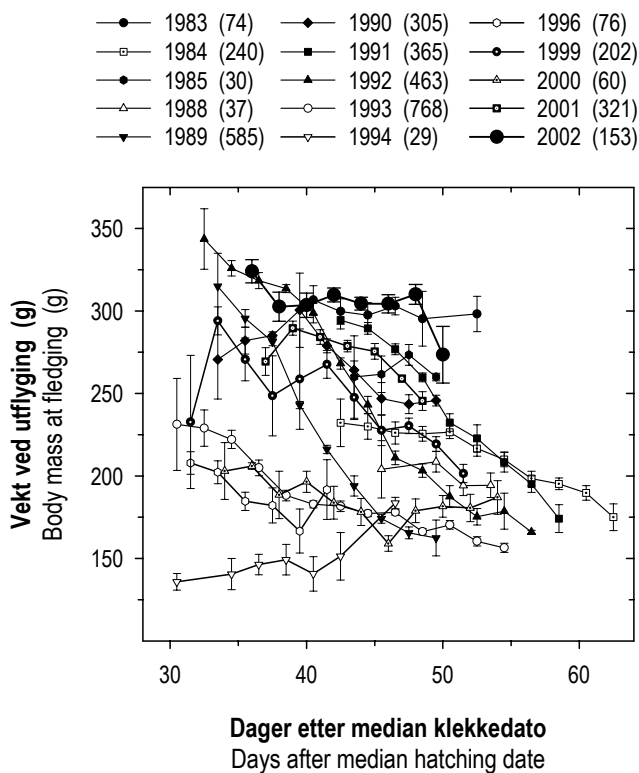
Tabell 10. Reirtid og slutt-kondisjon for unger i studiereirene i årene 1983-84, 1988-94, 1996 og 1998-2002. Gjennomsnittlig differanse i døgn (d) mellom siste sjekk og utflygning er angitt i parentes etter ungenes alder ved siste sjekk. Unger som med sikkerhet eller stor sannsynlighet døde i reiret er ikke medregnet. – Fledging period and final condition of chicks studied in 1983-84, 1988-94, 1996 and 1998-2002. The average time span in days (d) between the last check and fledging is indicated in parenthesis after the chick's age at the last check. Chicks that died in the nest (or probably did so) are not included in the calculations.

År Year	Reirtid (d) Fledging period (d)			Alder (d) v/siste sjekk (diff.) Age (d) at last check (diff.)			Vingelengde (mm) Wing length (mm)			Nebblengde (mm) Culmen length (mm)			Hode + nebb (mm) Head + bill (mm)			Kroppsvekt (g) Body mass (g)			
	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	
	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	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			
1998	63.5	–	1	60 (3.5)	133 ^a	–	1	28.0 ^a	–	1	63.4 ^a	–	1	196 ^a	–	1			
1999	45.1	0.56	67	43.0 (2.1)	136.5	2.32	64	30.1	0.15	62	67.1	1.08	64	271.8	5.20	67			
2000	53.5	1.50	2	51.5 (2.0)	127.5	6.50	2	28.2	0.30	2	64.9	0.60	2	171.0	2.00	2			
2001	45.5	0.31	78	42.8 (2.7)	136.9	0.79	73	29.5	0.14	72	67.3	0.20	72	284.3	3.89	73			
2002	41.1	0.33	86	39.0 (2.1)	140.3	0.72	81	31.1	0.14	81	70.0	0.19	81	329.6	3.65	81			
Snitt ^b Mean ^b	45.4	1.62	12	43.5 (2.0)	134.0	1.78	10	29.8	0.25	12	67.8	0.56	8	270.9	13.3	12			

a) Målt ved alder 54 døgn – Measured at age 54 days b) År med liten utvalgsstørrelse ($n < 5$) utelatt – Years with low sample size ($n < 5$) omitted

At korrelasjonen var svakest for lengde av hode+nebb, støtter de eksperimentelle studiene til Øyan & Anker-Nilssen (1996) som viste at ungene allokterer 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 den første kritiske tiden på sjøen. Høy preferanse for lagring av underhudsfett i dårlige tider (Øyan & Anker-Nilssen 1996) er trolig forklart på samme måte. Dette vil bidra til å redusere ungenes varmetap når de kommer i kontakt med sjøen, noe som kan være særlig viktig hvis fjærdakten er dårlig utviklet og sjøvannet når inn til huden.

I allokeringsprosessen prioriteres veksten av ekstremitetene i angitt rekkefølge: skalle, nebb, arm, tær, tars og vingefjær, mens det ikke var noen preferanse for kroppsvekt (Øyan & Anker-Nilssen 1996). Dette vil følgelig bidra til å motvirke en



Figur 15

Variasjonen i kroppsvekt ($g \pm 1$ SE) for lundeunger ved reirforlating på Røst i 2002 (store symboler) sammenlignet med tilsvarende data fra 14 år i perioden 1983-2001 (etter Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2001). Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Årlige utvalgsstørrelser er angitt. – The variation in body mass ($g \pm 1$ SE) of Puffin fledglings at Røst in 2002 (large symbols) compared to similar data from 14 years in the period 1983-2001 (after Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2001). Open symbols indicate years when most chicks died as nestlings. Annual sample sizes are indicated.

sammenheng mellom ungens reirtid og hode+nebb (eller bare neblengde) ved utflygning og (i mindre grad) mellom reirtid og vingelengde ved samme tidspunkt. Derimot vil det ikke påvirke forholdet mellom reirtid og kroppsvekt i betydelig grad. De skisserte resultatene av langtidsstudiene på Røst er i godt samsvar med dette og underbygger gyldigheten av det eksperimentelt påviste mønsteret for vekstallokeringer (Øyan & Anker-Nilssen 1996).

Ungene var i svært god kondisjon da de forlot reiret i 2002. I fem av åtte perioder å to netter var kroppsvekten ved utflygning (i relasjon til hekkestart) større enn målt noen gang tidligere (**figur 15**). De fleste ungene forlot kolonien med en kroppsvekt på godt over 300 g. Bare helt på tampen av sesongen sank utflygingsvekten noe. Dette var i første rekke fordi matingsaktiviteten så godt som opphørte da de fleste voksefuglene forlot kolonien før 10. august (jf. **figur 19**). Bare tre (3 %) av de 87 ungene som forlot studiereirene på egenhånd var fremdeles tilstede i reiret da vi avsluttet feltarbeidet den 14. august.

Unger målt i toppårene 1966-67 (Myrberget 1981, unpubl. data) var enda tyngre ved utflygning enn de i 2002. Dette kan imidlertid være en effekt av fangstmetode. Myrberget fanget de fleste av ungene i et stort garn spent opp på tvers av sørenden av skaret på øya. Senere praksis har vært en kombinasjon av fangst med ruse og for hånd, supplert med mindre antall fanget i vanlige mistnett. Unger som flyr til sjøen blir derfor ikke innfanget i samme grad som tidligere, og slike unger er tyngre enn de som fanges i ruse (Anker-Nilssen 1987).

Ungenes vekt ved utflygning avtar vanligvis utover i sesongen (**figur 15**) og stadig færre av ungene er dermed i stand til å fly til sjøen. Det utvalget som måles med dagens fangstmetodikk forventes derfor å være mindre representativt tidlig enn sent i utflygningsperioden. Dette gjelder særlig i gode sesonger. Ofte vil forholdet også være påvirket av at utflygningsalderen endrer seg gjennom hver enkelt sesong, men dette har trolig mindre betydning. Redusert mattilgang vil virke til å forlenge ungenes reirperiode og derved øke utflygningsalderen, men vekten er langt mer følsom for næringstilgang enn for alder (Øyan & Anker-Nilssen 1996). I 2002 var det svært mange unger som fløy direkte til sjøen, og de fleste var meget godt rustet til å overleve den første kritiske perioden på sjøen (jf. **tabell 10**).

3.5 Overlevelse

3.5.1 Ungfuglenes overlevelse

Ved utløpet av sesongen 2002 var 135 (2.07 %) av de 6533 lundeungene som ble merket ved reirforlating på Herynken i perioden 1964-2001 gjenfunnet på en slik måte at de med sikkerhet hadde overlevd de første månedene på sjøen. Kun

fem ble funnet i første leveår, og ingen av disse hadde omkommet av naturlige årsaker (alle skutt). I alt 84 funn var av fugler merket før 1979. Av de resterende 51 individene ble fem funnet i 2002. Alle fem ble registrert i live i kolonien på Heryken. For tre av dem ble ringnummer avlest med teleskop, de to andre ble kontrollert i nett. To var merket i 1999, og dette er de første ringfunnene fra denne årgangen.

Students *t*-tester (med antatt ulik varians i de to gruppene) viste at ungene som hadde overlevd forlot reiret i langt bedre kondisjon enn de ungene som aldri er gjenfunnet (**tabell 12**). Også her er preferansen for hodevekst tydelig. Det finnes trolig biometriske data for noen flere unger fra 1960-tallet som kan tilføres denne analysen.

I tillegg er 11 (1.20 %) av de 920 reirungene som er merket i perioden 1983-2001 funnet igjen etter å ha overlevd mer enn et par måneder på sjøen. Ingen av dem ble funnet etter 2001. Morfometriske mål for disse ungene gjennomsnittlig 2.4 dager før reirforlating (vingelengde: 138.6 mm, *SE* = 1.8, *n* = 8, nebbelengde: 30.6 mm, *SE* = 0.3, *n* = 10, hodelengde: 68.7 mm, *SE* = 0.5, *n* = 6, vekt 311.0 g, *SE* = 10.8, *n* = 10) viste at de forlot kolonien i vel så god kondisjon som de andre ungene som beviselig overlevde (jf. **tabell 12**). Som forventet er gjenfunnsraten for disse ungene likevel lavere enn de som er merket på vei til sjøen ($\chi^2 = 2.747$, *df* = 1, *en*halet *p* = 0.049). Dersom bare funn gjort i forbindelse med prosjektarbeidet på Røst legges til grunn, er forskjellen enda tydeligere ($\chi^2 = 6.172$, *df* = 1, tohalet *p* = 0.013). I motsetning til de reirforlatende ungene er svært få av reirungene merket i nærheten av fargemerkingfeltet (**kapittel 3.5.2**) hvor vi har konsentrert vår observasjonsinnsats for å avlese ringnumre med teleskop.

Tabell 12. Morfometriske data (i mm og g) for lundeunger ved reirforlating på Heryken, Røst i 1964-2002 i forhold til kunnskap om deres senere overlevelse. – Morphometry (in mm and g) of Puffin fledglings at Heryken, Røst in 1964-2002 in relation to existing knowledge about their later survival.

Variabel Variable	Overlevelse etter utflyging Post-fledging survival		t-test t test
	≥ 3 mnd ≥ 3 mnd	Ukjent Unknown	<i>t</i> (<i>df</i>) <i>p</i>
Vingelengde Wing length	143.5±0.65 (131-153), <i>n</i> =65	137.3±0.16 (70-162), <i>n</i> =3999	8.80 (72.0) <i>p</i> < 0.001
Nebbelengde Culmen length	30.8±0.25 (27.3-33.5), <i>n</i> =41	29.7±0.29 (23.5-34.5), <i>n</i> =2856	4.41 (41.1) <i>p</i> < 0.001
Hodelengde Head+bill length	68.5±0.49 (65.1-71.1), <i>n</i> =15	67.6±0.52 (57.9-74.7), <i>n</i> =2180	1.85 (14.3) <i>p</i> = 0.085
Kroppsvekt Body mass	282.4±4.27 (200-370), <i>n</i> =74	235.9±0.88 (115-390), <i>n</i> =4243	10.67 (79.3) <i>p</i> < 0.001

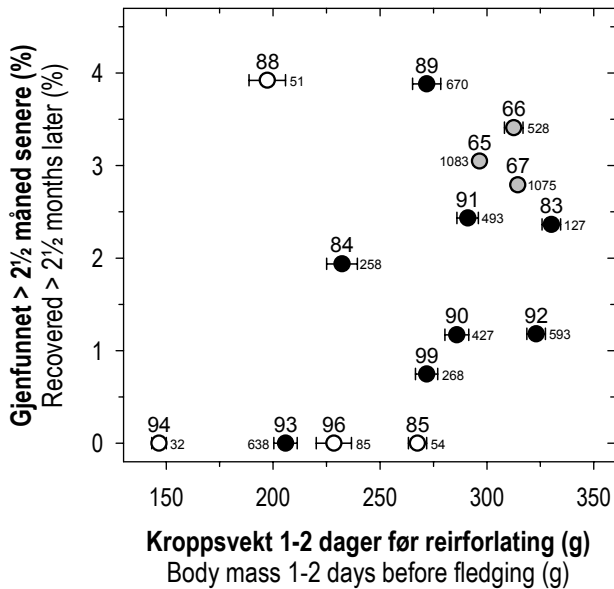
Typisk er det også at de to eneste ungene som senere er kontrollert hekkende i tidligere oppmerkede studiereir ble merket som reirunger. Ungen fra 1991 som ble funnet hekkende i reir X57 i 2000 og 2001 ble kontrollert hekkende på samme reir i 2002. Fuglen så dagens lys for første gang i reir T11, som ligger ca 30-40 m nordvest for X57.

Bare 18 (12.3 %) av de 146 ungene som er gjenfunnet senere ble funnet andre steder enn Røst: Nordland (1), Møre & Romsdal (3), Hebridene (1), Færøyene (8), Island (3), Grønland (1) og Newfoundland (1). Tretten av dem var drept med hensikt av mennesker (hvorav 11 skutt), to druknet i fiskeredskap, mens tre ble funnet døde av ukjent årsak. I alt 114 andre fugler (78.1 %) ble funnet som ledd i arbeidet med lunde-prosjektet på Røst (80 kontrollert i nett, 24 avlest i felt, 2 kontrollert på reir og 8 funnet døde, hvorav minst 7 var drept av svartbak). Av de resterende 14 fuglene ble 12 fanget og avlivet av lundefangere, en ble funnet død, og en ble drept i fiskeredskap.

Medregnet unger merket i reiret (korrigert for utflygings-suksess) er gjenfunnsraten for lundeunger fra Røst etter reirforlating i 1964-2002 kun 1.98 % (146 av 7376). Samtlige overlevde de første 2.5 månedene på havet, og bare åtte ble funnet innen ett år etter merking. Materialet er lite, men demonstrerer med all tydlighet at det på ingen måte bare er ungenes kondisjon ved reirforlating som avgjør deres videre skjebne (**figur 16**). Som forventet er det betydelig variasjon i ungenes gjenfunnsrate mellom år (2000-2002 foreløpig unntatt men medregnet 1968-69 og 1974 hvor vektdata mangler; $\chi^2 = 46.3$, *df* = 17, *p* < 0.001), men denne variasjonen var også meget markant i de ti årene hvor ungene generelt var i rimelig god kondisjon (snitt 267.5-330.1 g) ved reirforlating ($\chi^2 = 20.34$, *df* = 9, *p* = 0.016, jf. **figur 16** og **tabell 12**). Eksempelvis er gjenfunnsraten for unger fra 1988 og 1989 (3.9 %) mer enn tre ganger så høy som for ungene som ble merket i 1990 eller 1992 (1.2 %), selv om de var i tildels betydelig dårligere kondisjon.

For to unger var enten merkedato eller funndato ukjent, men for de øvrige 144 var gjennomsnittlig tidsdifferanse fra merking til funn 9.3 år (3385 døgn, *SE* = 210.6). Bare 41 (28.3 %) av 145 var da yngre enn 5 år. De fleste hadde altså forlenget nådd hekkealder. Resultatene som er fremstilt i **figur 16** viser m.a.o. at det er enorm variasjon i ungfuglenes overlevelse fra utflyging til hekkestart, og at selv de gode årene bidrar svært ulikt til hekkebestandens rekruttering.

Mye tyder på at flaskehalsen for ungenes overlevelse er næringsforholdene de erfarer i de første ukene på sjøen. I flere av de gode årene ble det registrert en plutselig reduksjon i de voksne fuglenes opptreden i kolonien mot slutten av ungeperioden, noe som klart indikerte sviktende nærings-tilgang innenfor rimelig rekkevidde av kolonien (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Vi finner nå en interessant sammenheng mellom ungenes overlevelse og NAO-indeksen for den



Figur 16

Sammenhengen mellom lundeungenes gjennomsnittlige kroppsvekt ($g \pm 1$ SE) like før reirforlating i 12 ulike år i perioden 1983-99 (data fra tabell 10) og hvor stor andel av ringmerkede unger som beviselig overlevde de første 2½ måneder på sjøen. Antall utflytne unger som ble merket er angitt for hvert år. Åpne symboler indikerer at antallet var mindre enn 100. Tilsvarende data for tre år på 1960-tallet er indikert (grå symboler), men angitt vekt ble da målt ved utflygning og sannsynligheten for funn var trolig mindre pga lav fangstaktivitet på 1970-tallet. – The relationship between mean body mass ($g \pm 1$ SE) of Puffin chicks immediately before fledging in 12 different years in the period 1983-99 (data from Table 10) and the proportion of ringed fledglings that demonstrably survived the first 2½ months at sea. The number of fledged young that were ringed is indicated for each year. Open symbols indicate that it was less than 100. Similar data for three years in the 1960s are indicated (grey symbols), but the given body mass was then measured at fledging and the probability of recoveries was probably lower due to low catching effort in the colony during the 1970s.

påfølgende vinter (**kapittel 3.8**). Forholdet er imidlertid på langt nær absolutt, og miljøforholdene senere i ungfuglperioden (ved 1-4 års alder) har trolig også stor betydning.

3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse

Sannsynligheten for å gjenfange lunder med svært gamle ringer er størst i skaret på Herynken, hvor Svein Myrberget konsentrerte sin merkeinsats på 1960-tallet, men heller ikke i 2002 ble det tid til å fortsette merkingsfangsten der. Av de 169 individene (uten fargeringer) fra tidligere år som vi registrerte ved den ordinære nettfangsten og observasjonsaktiviteten i stasjonsområdet, var 37 (21.9 %) merket mer enn ti år tidligere, hvorav 20 på 1980-tallet. Det eldste individet var merket som voksen i 1980, det samme var de to eldste av dem som ble sett med fargeringer. Dette er det første året uten kontroller av fugler fra 1960- eller 1970-tallet. Vår norske rekord fra 2001 (36 år) forble dermed

uendret. Den *uoffisielle* verdensrekorden er nå minst 50 år: I mars 2003 rapporterte avisen *The Times* om en britisk lunde merket som voksen i 1957 som nettopp var kontrollert i live!

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 til sammen 390 fugler merket med individuelle fargekoder. Bare fugler som hekker innenfor et ca 600 m² stort prøvefelt på Herynken blir merket med fargeringer. Noen nye fugler fargemerkes hvert år, slik at det til enhver tid er omkring 150-200 individer i live med fargekoder. I 2002 ble 17 nye individer fargemerket. Dette er nær det årlige gjennomsnittet på 18.9 fugler de siste 11 årene (1992-2002) som tilsvarer 10.4 % av de 182 individene som ble fargemerket i de to oppstartsårene (1990-91). Siden lundenes gjennomsnittlige dødelighet etter 1991 var 10.2 % pr. år (**tabell 13**), har merkeinsatsen i perioden 1991-2002 vært tilstrekkelig til å opprettholde antall individer som bærer fargeringer (snitt 186.3 individer i live hvert år). Individene som ble fargemerket i 2002 fikk hver sin gule fargering med en individuell, to-bokstavers kode (svarte bokstaver). I alt er dermed 143 individer ringmerket med slike bokstavkoder siden 1997. Koden, som står på høykant og er gjentatt tre ganger rundt ringen, er vesentlig enklere å avlese i felt enn å identifisere en kombinasjon av tre fargeringer fordelt på begge fuglens føtter. Risikoen for feil kodeavlesning eller feil notasjonsbruk er derfor nå betydelig redusert. Som del av et nasjonalt program er demografi-prosjektets metoder og noen foreløpige resultater tidligere rapportert i egne rapporter (Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994, 1998a). Her gis en oppdatert presentasjon av hovedresultatene for lundene på Røst, siden disse er svært sentrale for bestandens utvikling.

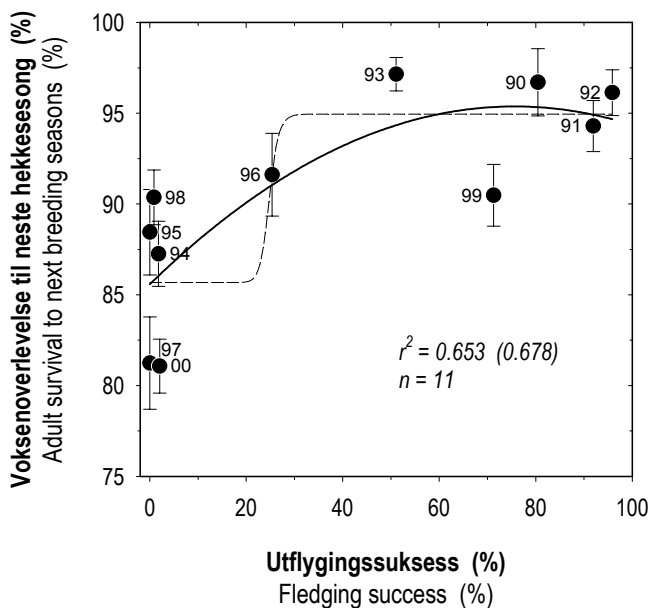
Så lenge det bare opereres med én kategori voksne fugler (hekkende) er det kun fire modeller for tidsvariasjon fra år til år som kan testes innbyrdes i MARK-programmet (på samme måte som i SURGE, Pradel & Lebreton 1991):

- Modell 1: Variabel overlevelse og variabel fangbarhet.
- Modell 2: Variabel overlevelse og konstant fangbarhet.
- Modell 3: Konstant overlevelse og variabel fangbarhet.
- Modell 4: Konstant overlevelse og konstant fangbarhet.

Modellene sammenlignes statistisk ved beregning av AIC-verdier (se Lebreton et al. 1992). Modellen med den laveste AIC-verdien passer dataene best. Datasettet for lunder på Røst i 1990-2002 (kun observasjonsdata) ga korrigerede AIC-verdier (AICc) for modellene 1-4 på henholdsvis 2580.9, 2585.6, 2604.3 og 2616.6. Modellen hvor både overlevelse og fangbarhet varierte fra år til år (modell 1) var altså stadig den beste. Denne modellen tillater beregning av overlevelse i hvert tidssteg og fangbarhet i hvert år for hekkende fugler i demografifeltet på Herynken, med unntak av siste tidssteg og år, hvor de to parametrene ikke kan skilles (**tabell 13**).

Tabell 13. Årlig overlevelse og fangbarhet siden 1990 for hekkende lunder på Herynken. Verdiene er beregnet ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent ± 1 SE. Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – Annual survival and recapture rates from 1990 (expressed as percentages ± 1 SE) for Puffins breeding on Herynken, estimated using the programme MARK. The choice of models underlying the results is explained in the text.

Årlig overlevelse Annual survival rate			Årlig fangbarhet Annual recapture rate			Individer observert Individuals observed
Periode Period	Estimat Estimate	SE SE	År Year	Estimat Estimate	SE SE	
1990-91	96.7	1.9	1991	84.7	4.3	59
1991-92	94.3	1.4	1992	95.1	1.4	161
1992-93	96.1	1.3	1993	88.4	2.1	161
1993-94	97.1	0.9	1994	85.4	2.4	151
1994-95	87.3	1.8	1995	81.6	2.9	133
1995-96	88.4	2.4	1996	82.0	3.4	119
1996-97	91.6	2.3	1997	82.2	3.0	128
1997-98	81.2	2.5	1998	76.8	3.2	101
1998-99	90.4	1.5	1999	84.5	2.6	131
1999-00	90.5	1.7	2000	85.6	2.0	151
2000-01	81.1	1.5	2001	82.7	2.6	131
2001-02	–	–	2002	–	–	154



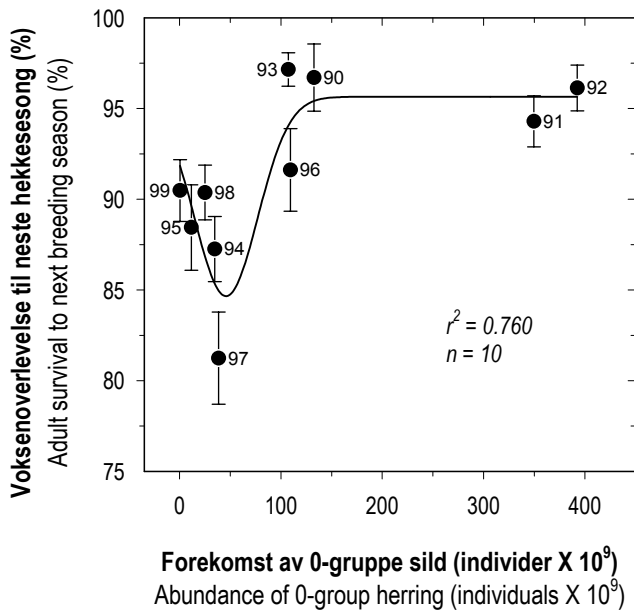
Figur 17

Årlige rater for overlevelse av hekkende lunder på Herynken i 1990-2001, angitt i prosent ± 1 SE (data fra tabell 13) og plottet mot hekkeresultatet (data fra tabell 9) i utgangsåret (indikert). En kvadratisk (heltrukket) og en logistisk (stiplet) regresjonskurve er tilpasset datasettet (henholdsvis $F = 7.516$, $p = 0.015$ og $F = 4.916$, $p = 0.038$). – Annual survival rates of breeding Puffins at Herynken in 1990-2001, expressed as percentages ± 1 SE (data from Table 13) and plotted against the breeding result (data from Table 9) in the initial year (indicated). A quadratic (unbroken) and a logistic (stipled) regression curve are fitted to the data set ($F = 7.516$, $p = 0.015$ and $F = 4.916$, $p = 0.038$, respectively).

Modell 1 var signifikant bedre enn øvrige modeller (i forhold til nest beste modell: $\chi^2 = 27.21$, $df = 11$, $p = 0.004$). Biologisk sett er det også forventet at denne modellen 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 2 og 4 bør således forkastes i utgangspunktet, siden de forutsetter konstant fangbarhet. Biologisk sett er det også usannsynlig at overlevelsen skal være konstant mellom år (modell 3 og 4), selv når variasjonen er så liten at den ikke kommer til uttrykk i modellresultatene. I materialet for lundene på Røst er imidlertid ikke det noe problem.

Overlevelsen var dramatisk redusert i to av de fire siste tidsstegene (tabell 13) og overlevelsen fra 2000 til 2001 var den dårligste som er registrert siden overvåkingen av denne parameteren startet i 1990. Resultatene viser at dødelighetsraten i perioden 1994-2001 (snitt 12.8 % pr. år) var minst tre ganger så høy som i årene 1990-94 (snitt 3.9 % pr. år). Mer interessant er den klare positive sammenhengen mellom reproduksjon (målt som utflygningssuksess) og voksenfuglenes overlevelse frem til neste hekkeseong (Spearman $r_s = 0.738$, $n = 11$, $p = 0.010$, figur 17). Forholdet er motsatt av hva som er vist for en lang rekke andre arter, hvor reprodutiv innsats gjerne innebærer redusert overlevelse etter en god hekkeseong. Den positive sammenhengen i figur 17 er tydeligst etter dårlige sesonger, og det er en tendens til at forholdet endrer fortegn når hekkeseksessen blir rimelig god (jf. kapittel 3.4). Dette reflekteres også ved at den kvadratiske regresjon ($r^2 = 0.653$, $F = 7.517$, $df = 10$, $p = 0.015$, figur 17) passer dataene bedre enn en rett linje ($r^2 = 0.591$, $F = 13.00$, $p = 0.006$). Den logistiske funksjonen er litt sterkere ($r^2 = 0.678$, $F = 4.916$, $df = 10$, $p = 0.038$) men litt mindre signifikant enn den kvadratiske. Den uvanlig store mellomårsvariasjonen i hekkeseksess for lundene på Røst, som hyppig har opplevd svært dårlige år, gjør denne populasjonen spesielt velegnet for å studere slike sammenhenger i sin fulle bredde.

Utflygningssuksess er ikke nødvendigvis noe godt mål for foreldrefuglenes reproduktive ytelse i en sesong. På Røst har voksenfuglenes kondisjon i ungeperioden faktisk vist seg å være best i år med fullstendig hekkesevikt (Anker-Nilssen et al. i manus c). Likevel er det en signifikant positiv korrelasjon mellom 0-gruppeindeks og voksenoverlevelse (Spearman $r_s = 0.645$, $n = 11$, $p = 0.032$) som nesten opprettholdes når 0-gruppeindeksen erstattes av VPA-estimatene til ICES (2002) for 1990-99 (figur 18, Spearman $r_s = 0.612$, $n = 10$, $p = 0.060$). En logistisk regresjon på dette datasettet (jf. Anker-Nilssen & Aarvak 2001) er ikke lenger signifikant ($r^2 = 0.654$, $F = 3.784$, $p = 0.078$), men en gaussisk regresjonskurve passer dataene meget godt og viser at VPA-verdiene kan forklare 76 % av variasjonen i overlevelse (figur 18). Denne funksjonen indikerer at voksenfuglenes



Figur 18

Sammenhengen mellom årlige overlevelsesrater for hekkende lunder på Herynken i 1990-2000, angitt i prosent ± 1 SE (data fra tabell 12), og VPA-estimer for antall 0-gruppe sild i utgangsåret (ICES 2002). En gaussisk regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F = 6.338$, $p = 0.027$). – The relationship between annual survival rates of breeding Puffins at Herynken in 1990-2000, expressed as percentages ± 1 SE (data from Table 12), and VPA estimates for the abundance of 0-group herring in the initial year (ICES 2002). A Gaussian regression curve is fitted to the data set ($F = 6.338$, $p = 0.027$).

overlevelse blir sterkest redusert etter hekkesesonger hvor det er liten men ikke minimal tilgang på 0-gruppe sild. Slik det kan forventes (jf. f.eks. Cairns 1987) ser dette ut til å inntreffe ved en enda lavere tilgang på sild enn det som skal til for å sikre rimelig god ungeoverlevelse (figur 12).

Det mønsteret i voksenfuglenes overlevelse som ser nå ut til å ta form (figur 18), er svært spennende. At overlevelsen er dårligst etter år med svak, men ikke minimal næringstilgang, er helt i tråd med teoretiske beregninger av hvordan lundene kan respondere optimalt på vekslingene i miljøforholdene ved å endre balansen mellom investering i reproduksjon og egen overlevelse tilsvarende (Erikstad et al. 1998b). Det samme mønsteret er også funnet for de voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden (Anker-Nilssen et al. i manus c).

Lundenes overlevelse fra 2000 til 2001 den hittil laveste som er målt, men VPA-estimatene for 2000-årsklassen av sild forelå ikke da denne rapporten gikk i trykken. Selv om sild var det viktigste byttedyret i lundenes diett i 2000, var den av svært beskjeden størrelse med lite eller ingen vekst, lundeungenes mattilgang var dårlig og bare 2 % overlevde reirtiden (Anker-Nilssen & Aarvak 2001). Havforskningsinstituttets mengdeindeks for 2000-årsklassen av sild (0.30, figur 6) vitner da også om en svak, men ikke helt marginal

årsklasse. Det er derfor sannsynlig at neste oppdatering vår analyse vil styrke forholdet i figur 18 ytterligere.

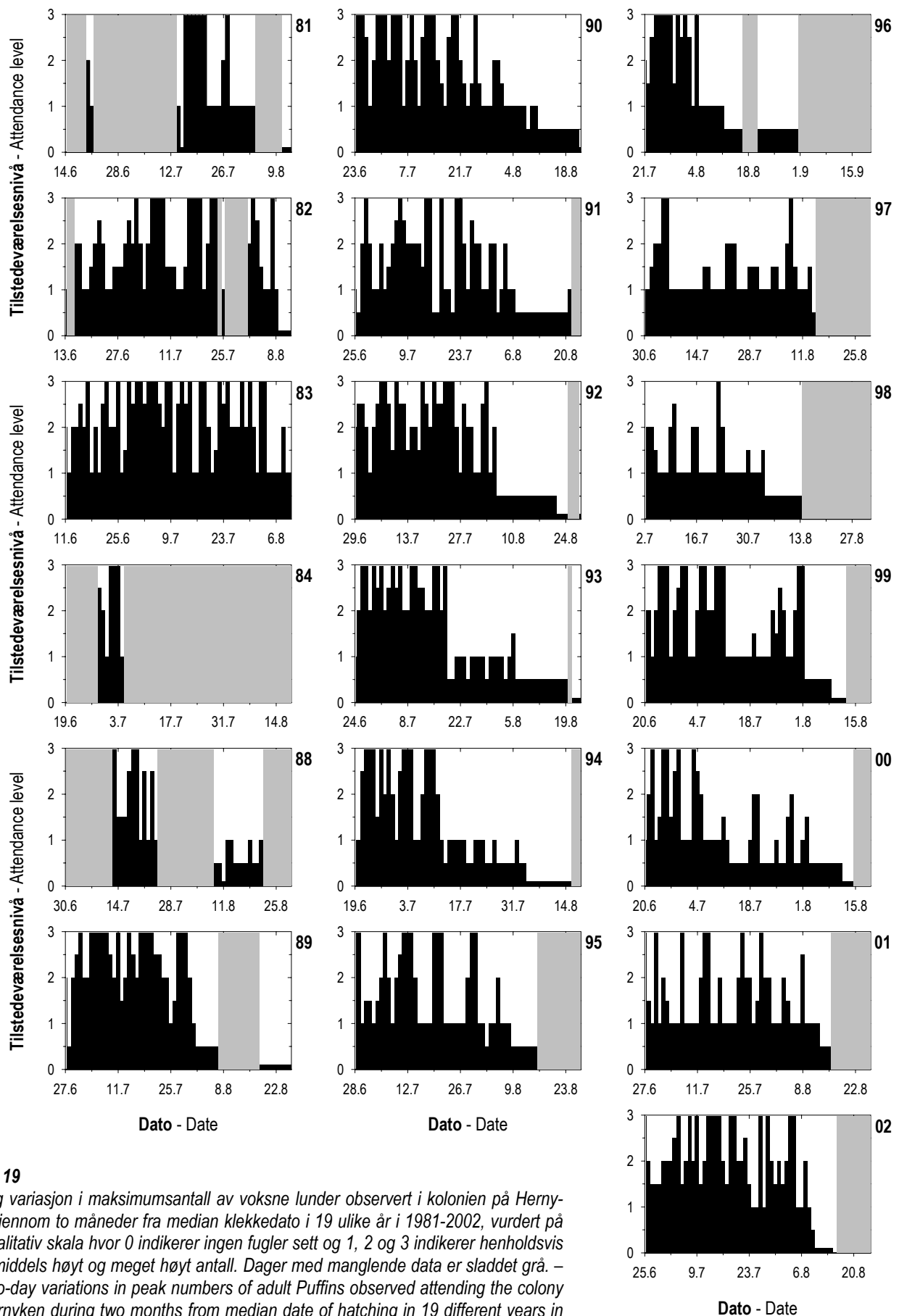
Som diskutert i foregående årsrapporter (Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002) indikerer resultatene at mengden av 0-gruppe sild som passerer Røst sommerstid primært styrer lundenes reproduksjon, mens voksenfuglenes overlevelse i stor grad bestemmes av deres tilgang på samme ressurs den første tiden etter avsluttet hekking. Dette styrker klart indikasjonene fra forsøkene med satellittsendere om at de voksne fuglene tilbringer denne perioden i Barentshavet (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, Anker-Nilssen et al. i manus b) og tyder på at dette er en spesielt kritisk periode for de voksne fuglene.

Ved hjelp av diskriminantfunksjonene beregnet av Anker-Nilssen & Brøseth (1998), kan vi kjønnsbestemme voksne fugler med en sikkerhet på 86 % ved hjelp av hodelengde alene og 87 % hvis også nebbhøyde er kjent. Basert på morfometriske mål innsamlet ved merking eller senere gjenfangster, kan nå 342 (87.7 %) av individene som ble farge-merket i perioden 1990-2002 kjønnsbestemmes på denne måten, mens de resterende 48 (12.3 %) grovt kan sorteres på kjønn i henhold til vingelengde. Dette tillater en analyse av eventuelle forskjeller i overlevelse for hanner og hunner. Siden kjønnenes reproduktive investering er ulik, er det mulig at dette også gir seg utslag i ulik overlevelse. En analyse av hvordan kjønnsforskjellen i overlevelse varierer med ulike miljøforhold, bidrar til å styrke vår forståelse av hvilke strategier lundene har for å takle stokastisiteten i miljøet. Denne analysen utføres som del av et annet prosjekt, men noen resultater er beskrevet i kapittel 3.8.

3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse og kondisjon

Den daglige, kvalitative vurderingen av antall lunder tilstede i kolonien har vist seg å være et robust mål for lundenes opptreden (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Tilstedeværelsen av voksne fugler i kolonien gjennom ungeperioden i 2002 var den beste siden 1992 og var kjennetegnet av jevnt god aktivitet med antydning til dårligere aktivitet i slutten av juni og slutten av juli (figur 19, tabell 14). Den gjennomsnittlige indeks for voksenfuglenes tilstedeværelse i ungeperioden (2.13) var like høy som i 1990 og har bare vært høyere i 1983 (årene 1981, 1984 og 1988 er utelatt i disse beregningene pga få data).

Forholdet mellom ungevekst og voksenfuglenes opptreden i kolonien gjenspeiles også i en positiv sammenheng mellom utflygingssuksess og gjennomsnittlig nivå for tilstedeværelse de første 40 dagene etter median klekkedato (figur 20, 1981, 1984 og 1988 utelatt pga få data). Analysen er avgrenset til 40 dager fordi ungenes reirtid i noen år ikke er lenger enn dette. Den sigmoide funksjonen som passer

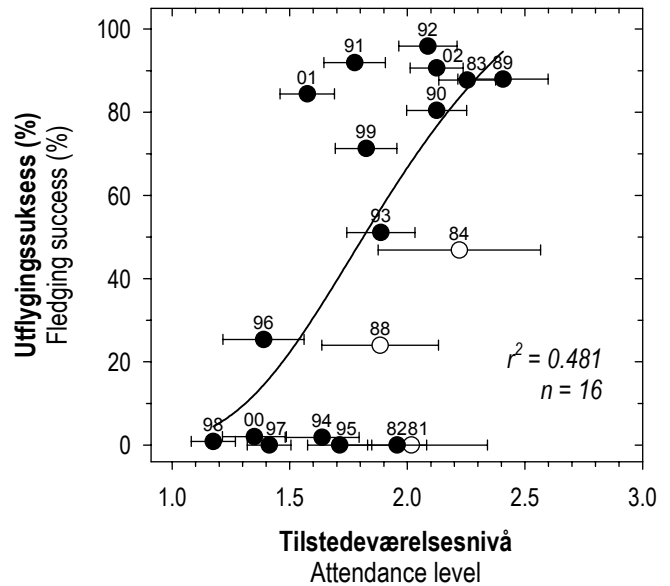


Figur 19

Daglig variasjon i maksimumsantall av voksne lunder observert i kolonien på Heryken gjennom to måneder fra median klekkedato i 19 ulike år i 1981-2002, vurdert på en kvalitativ skala hvor 0 indikerer ingen fugler sett og 1, 2 og 3 indikerer henholdsvis lavt, middels høyt og meget høyt antall. Dager med manglende data er sladdet grå. – Day-to-day variations in peak numbers of adult Puffins observed attending the colony at Heryken during two months from median date of hatching in 19 different years in 1981-2002, as assessed on a qualitative scale where 0 indicates no birds seen and 1, 2 and 3 indicates low, medium and large numbers, respectively. Days with missing data are shaded gray.

datasettet best er en Gompertz regresjonskurve ($r^2 = 0.481$, $F = 6.027$, $df = 15$, $p = 0.014$), men modellen er ikke bedre enn en rett linje ($r^2 = 0.482$, $F = 13.03$, $df = 15$, $p = 0.003$). Resultatet for 2002 forsterket denne sammenhengen betydelig.

Sammenlignet med andre gode reproduksjonsår var de voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden relativt høy i 2002, men lavere enn den var i 1983, 1999 og 2001 (tabell 15). For en nærmere analyse av sammenhengen mellom tilgang på 0-gruppe sild (angitt ved Havforskningsinstituttets årsklasseindeks) og de voksne fuglenes kondisjon og reproduktive investering, henvises til Anker-Nilssen et al. (i manus c) og Anker-Nilssen & Brøseth (1998).



Figur 20

Forholdet mellom voksenfuglenes gjennomsnittlige (± 1 SE) tilstedeværelse i kolonien de første 40 dagene etter median klekkedato (jf. figur 19) og ungenes utflygingsuksess. En Gompertz regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F = 6.027$, $p = 0.014$). – The relationship between the mean (± 1 SE) colony attendance level of adults during the first 40 days after median hatching date (cf. Figure 19) and the fledging success of chicks. A Gompertz regression curve is fitted to the data set ($F = 6.027$, $p = 0.014$).

Tabell 14. Datoer for siste observasjoner av større antall lunder (nivå 2 = middels høye antall, nivå 3 = meget høye antall) tilstede i kolonien på Herynken i ulike sesonger. Opplysningene er bare tatt med dersom materialet gjorde det mulig å utelukke at tilsvarende gode (eller bedre) dager inntraff senere i sesongen. De siste toppene i 1985, 1988 og 2001 ble loggført som nivå 2.5. – Dates for the latest observations of significant numbers of Puffins (level 2 = medium numbers, level 3 = large numbers) attending the colony at Herynken in different seasons. The information is only included when it was possible to rule out that equally good (or better) attendance occurred later in the season. In 1985, 1988 and 2001, the latest peaks in numbers were logged as level 2.5.

År Year	Siste dato med Last date of		Dager fra median klekkedato til Days from median hatching date to	
	nivå 3 level 3	nivå 2 level 2	siste nivå 3 last level 3	siste \geq nivå 2 last \geq 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 \pm 2		–	38 \pm 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 \pm 7)	(16 \pm 7)
1996	4.8	2.8	14	14
1997	8.8	7.8	39	39
1998	22.7	23.7	20	21
1999	1.8	30.7	42	40
2000	3.7	29.7	13	39
2001	8.8		–	41
2002	4.8	7.8	40	43

3.7 Predasjon av voksne lunder

Vi fortsatte innsamling av voksne fugler funnet døde i fjæresonen på Herynken med måling av deres ytre og, om mulig, indre morfometri. Dette arbeidet startet i 1992 og er nå etablert som en løpende dataserie. Målene foretas i henhold til internasjonalt standardiserte metoder (Jones et al. 1982, Barrett et al. 1985). Den årlige utvalgsstørrelsen i årene 1992-2002 var henholdsvis 5, 19, 50, 85, 156, 228, 50, 139, 176, 213 og 46, totalt 1167 individer. Innsamlingen foregår ved gjennom søking av hele fjæresonen på Herynken en rekke ganger gjennom feltperioden, som regel hver eller hver annen uke. Selv om bare et fåtall av individene har vært tilstrekkelig inntakte til å la seg kjønnsbestemme på basis av indre organer (eksempelvis kun 1 av 46 i 2002), bidrar dette materialet til å forsterke grunnlaget for diskriminantanalysen som muliggjør kjønnsbestemmelse av levende voksenfugler (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Denne analysen baserte seg på 98 individer, men de siste fem årene er ytterligere 27 fugler kjønnsbestemt på indre kjønnsorganer, hvorav 25 hadde typiske voksne karakterer.

For hvert individ kan dødsårsaken sjelden fastslås med 100 % sikkerhet, men når 14 fugler som trolig hadde omkommet på annen måte utelates, er det likevel rimelig å konkludere at nesten samtlige av de resterende 1153 fuglene var drept av svartbak. I Norge er dette utvilsomt den

Tabell 15. Ungeperiodens varighet (medregnet unger som døde i reiret) og kroppsvekt for voksne lunder målt i ungeperioden på Røst i 23 ulike år i perioden 1979-2002. Ved beregning av verdiene for alle år under ett ble hvert 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 23 different years during 1979-2002. 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 Median	<i>n</i> <i>n</i>	Snitt Mean	SE SE	<i>n</i> <i>n</i>
1978	5	25	–	–	–
1979	10	31	467.5	6.51	26
1980	15	7	453.0	4.15	76
1981	21	12	468.0	2.29	262
1982	29	18	463.9	1.23	875
1983	42	66	458.9	1.12	995
1984	47	37	444.5	2.73	116
1985	55	43	435.5	2.79	104
1986	7	69	446.7	22.20	6
1988	51	46	433.4	2.26	187
1989	39	84	445.7	2.84	123
1990	43	131	440.5	1.77	265
1991	46	138	447.7	1.58	351
1992	41	138	448.3	1.42	531
1993	40	131	445.6	2.21	218
1994	28	63	449.8	2.33	263
1996	32	69	448.8	2.55	176
1997	13	144	445.9	5.82	41
1998	15	129	450.0	1.89	284
1999	45	121	460.1	2.22	222
2000	30	99	456.5	2.97	140
2001	46	103	453.6	2.08	257
2002	42	104	448.9	2.11	191
Snitt - Mean	32.3	23	450.6	1.94	22

mest betydelige av lundens naturlige predatorer. Hensikten med datainnsamlingen er bl.a. å dokumentere i hvilken grad det er forskjeller i predasjonsrisiko mellom kjønnene og ulike aldersgrupper. Dette er ikke en enkel analyse, bl.a. fordi en må ta hensyn til at forholdet mellom disse gruppene mht. opptreden neppe er konstant over tid (hverken innen eller mellom år). Resultatene må derfor sammenholdes med parallelle data for levende individer kontrollert på samme tidspunkt.

Når utvalgsstørrelser mindre enn ti utelates, var det signifikant variasjon mellom år blant disse fuglene for variablene vingelengde ($F_{7,1047} = 6.01$, $p < 0.001$), nebbhøyde ($F_{9,1037} = 3.45$, $p < 0.001$), antall nebbfurer ($F_{8,1104} = 9.96$, $p < 0.001$) og nesten for hodelengde ($F_{7,258} = 2.04$, $p = 0.051$), men ikke for nebbhengde ($F_{9,1103} = 0.845$, $p = 0.574$) (tabell 16).

Tabell 16. Morfometriske data for lunder (årsunger unntatt) trolig drept av svartbak på Herynken i hekkesesongene 1992-2002. Resultater for utvalg mindre enn 10 fugler er ikke spesifisert. Ti av fuglene undersøkt i 2002 ble funnet på Ellefsnyken. – Morphometric data of Puffins (yearlings excluded) probably killed by Great Black-backed Gull at Herynken in the breeding seasons of 1992-2002. Results for samples of less than 10 birds are not specified. Ten of the birds examined in 2002 were found at Ellefsnyken.

Variabel Variable	År Year	Snitt Mean	SE SE	<i>n</i> <i>n</i>
Vingelengde (mm) Wing length (mm)	1995	172.1	0.49	74
	1996	170.9	0.35	154
Nebblengde (mm) Culmen length (mm)	1997	170.1	0.28	225
	1998	172.5	0.57	46
	1999	172.1	0.39	132
	2000	170.3	0.36	178
	2001	170.9	0.28	209
	2002	168.8	0.70	37
	Hodelengde (mm) Head+bill length (mm)	1993	45.53	0.49
1994		45.99	0.26	46
1995		45.42	0.20	81
1996		45.82	0.16	154
1997		45.81	0.12	219
1998		45.66	0.25	43
1999		45.75	0.18	132
2000		45.70	0.15	178
2001		45.51	0.13	208
2002		45.34	0.36	36
Nebbhøyde (mm) Gonys depth (mm)	1994	82.12	0.66	11
	1995	81.82	0.49	15
	1996	80.99	0.36	40
	1997	79.93	0.43	41
	1998	80.82	0.56	14
	1999	80.97	0.35	48
	2000	81.30	0.33	47
	2001	81.19	0.30	50
	1993	35.79	0.54	11
	1994	36.65	0.29	40
1995	36.47	0.21	69	
1996	36.91	0.16	142	
1997	37.01	0.11	211	
1998	36.88	0.20	42	
1999	36.75	0.17	127	
2000	37.17	0.14	172	
2001	36.48	0.13	200	
2002	35.96	0.37	33	
Antall nebbfurer Number of bill grooves	1994	3.15	0.08	50
	1995	3.08	0.06	81
	1996	3.28	0.05	154
	1997	3.24	0.03	220
	1998	3.42	0.07	43
	1999	2.95	0.06	133
	2000	3.05	0.05	178
2001	3.06	0.05	209	
2002	2.60	0.11	45	

Dette reflekterer utvilsomt viktige forskjeller i materialets aldersfordeling, muligens også kjønnsforskjeller.

Foruten få (≤ 2) nebbfurer, er de typiske ungfuglkarakterene et spisst nebb med en tydelig "knekk" (vinkel) i overnebbets buede toppkant, og blekt gulgrå tarser og fotblad (**tabell 17**). Gjennomsnittlig 21 % av svartbakens ofre i 1993-2002 hadde slike karakterer, men andelen varierte svært betydelig mellom år (**tabell 18**, $\chi^2 = 103.9$, $df = 9$, $p < 0.001$).

Tabell 17. Sammenhengen mellom antall nebbfurer og ungfuglkarakterer notert for lunder som sannsynligvis var drept av svartbak på Hemyken, Røst i hekkesesongene 1992-2002. – The relationship between the number of bill grooves and characters of immaturity noted for Puffins which probably were killed by Great Black-backed Gulls at Hemyken, Røst in the breeding seasons of 1992-2002.

Antall nebbfurer No. of bill grooves	Ungfuglkarakterer notert (%) Characters of immaturity noted (%)		n
	Ja – Yes	Nei – No	
1.0–1.5	100.0	0.0	25
2.0	97.6	2.4	85
2.5	51.1	48.9	92
3.0	5.5	94.5	512
3.5	2.6	97.4	228
≥ 4.0	0.0	100.0	174
Totalt – Total	16.9	83.1	1116

Tabell 18. Frekvensen av typiske ungfugler blant lunder som sannsynligvis var drept av svartbak på Hemyken, Røst i hekkesesongene 1992-2002. – The frequency of typical immature birds among Puffins that probably were killed by Great Black-backed Gulls at Hemyken, Røst in the breeding seasons of 1992-2002.

År Year	Ungfuglkarakterer notert (%) Characters of immaturity noted (%)		n
	Ja – Yes	Nei – No	
1992	(0.0)	(100.0)	2
1993	29.4	70.6	17
1994	20.0	80.0	50
1995	16.5	83.5	85
1996	9.7	90.3	154
1997	5.9	94.1	220
1998	2.2	97.8	46
1999	21.3	78.7	136
2000	23.0	77.0	178
2001	17.7	82.3	209
2002	60.9	39.1	46
Snitt – Mean	20.7	79.3	1143

Tabell 19. Korrelasjoner mellom andelen typiske ungfugler blant lunder drept av svartbak på Røst i 1993-2002 (tabell 18) og lundeungenes utflygingssuksess 1-6 år tidligere (tabell 9). – Correlations between the proportion of immature birds among Puffins killed by Great Black-backed Gulls at Røst in 1993-2002 (table 18) and the fledging success of puffin chicks 1-6 years earlier (table 9).

Tidsavvik (år) Time lag (years)	Pearson		Spearman rank	
	r	p	r	p
1	0.648	0.043*	0.665	0.036*
2	0.696	0.025*	0.768	0.009**
3	-0.014	0.969	0.104	0.776
4	0.421	0.225	0.280	0.434
5	-0.226	0.530	-0.225	0.532
6	-0.610	0.061	-0.784	0.007**

Interessant nok var ungfuglandelen jevnt avtakende fra 29 % i 1993 til bare 2 % fem år senere, deretter økte den brått til 21 % i 1999, holdt seg på omtrent samme nivå de neste to årene for så å øke til et ekstremt høyt nivå i 2002. Tilbakegangen i perioden 1993-98 rimer godt med en forventet vekst og rekruttering for yngre årsklasser fra de gode reproduksjonsårene 1989-92. På samme måte indikerer den markante endringen i 2002 at en ny årsklasse med unge fugler har begynt å frekventere kolonien. Siden 1997-98 og 2000 alle var dårlige hekkesesonger, er dette uten tvil unger som kom på vingene i 1999. Det var en signifikant positiv sammenheng mellom ungfuglandelen blant svartbakens ofre og lundenes utflygningssuksess to år tidligere (**tabell 19**). Ungfuglandelen korrelerer også med reproduksjonen ett år tidligere, til tross for at det knapt finnes ett år gamle lunder (≤ 1 nebbfure) i svartbakens diett på Røst (**tabell 17**). Dette er opplagt et resultat av at gode og dårlige hekkesesonger ikke er tilfeldig spredt over tid men opptrer i serier (**figur 10**). En tilsvarende negativ sammenheng med reproduksjonen seks år tidligere kan også forklares på samme måte. Mangelen på korrelasjon med reproduksjonen 3-4 år tidligere (**tabell 19**) indikerer at majoriteten av ungfuglene i svartbakens diett er toåringer.

Den overraskende høye ungfuglandelen i 1999-2000 indikerer forhåpentligvis god overlevelse til de relativt få ungene som kom seg ut i 1996, selv om de var i svak kondisjon og ingen av de som ble merket ennå er gjenfunnet (**figur 16**). Resultatene kan likevel ikke tolkes direkte som absolutte mål for overlevelsen til ulike årganger. Eksempelvis var ungfuglandelen i 2002 mer enn dobbelt så høy som tidligere års maksimum. Dette lover selvsagt godt for årgangen 1999, men resultatet er sikkert påvirket av at også svartbakene hadde god tilgang på fisk i 2002 (pers. obs.) og derfor trolig var mindre interessert i å jakte voksne lunder enn ellers. Siden ungfuglene nok er et enklere bytte enn de erfarne hekkefuglene, vil de alltid være overrepresentert i svartbakdietten, særlig i år med god tilgang på andre byttedyr.



Drept av svartbak. Siden 1992 har vi undersøkt i alt 1153 kadavere av lunder som var drept og spist av svartbak på Herøyen. På grunnlag av nebbets form, antall nebbfurer (i den røde hornplaten foran overnebbets hvite bøyle) og føttenes farge er det mulig å skille typiske ungfugler (normalt 2-4 år gamle) fra helt utfargede individer (som den på bildet). Disse dataene gir oss verdifulle indikasjoner på ungfuglenes overlevelse gjennom de første leveårene. (Foto © T. Aarvak)

Vi har foreløpig ikke undersøkt om svartbakens predasjon rammer kjønnene i ulik grad. Bare 24.1 % (277 av 1151) av fuglene hadde hodet tilstrekkelig intakt til at hodelengden kunne måles. Disse kan kjønnsbestemmes med 86-87 % sikkerhet (diskriminantfunksjonene D_1 og D_2 , Anker-Nilssen & Brøseth 1998). De fleste av de andre kan bare kjønnsbestemmes med en treffsikkerhet på 74 % (diskriminantfunksjon D_3 , Anker-Nilssen & Brøseth 1998).

3.8 Klimaeffekter

Prosjektlederen for lundeundersøkelsene på Røst (T. Anker-Nilssen) er også tilknyttet prosjektet *The ecological effects of climate fluctuations and change (EcoClim): a multi-disciplinary and integrated approach*. Prosjektet går over tre år (2001-2003), finansieres av Norges forskningsråd og ledes av professor Nils Christian Stenseth ved Universitetet i Oslo (UiO). Her blir tidsseriedataene for lundebestanden på Røst anvendt til å studere økologiske effekter av klimavariasjoner. Joël Durant fra CEPE (Centre d'Ecologie et Physiologie Energetique, CNRS, Strasbourg) er ansatt på denne delen av prosjektet i et post-doc stipendiat ved UiO. Det er dessuten etablert et tett samarbeid med sjøfuglforskere i Skottland som arbeider med parallelle problemstillinger. Dette gjelder i første rekke studiene av lunder på Isle of May i Nordsjøen øst for Edinburgh (Michael P. Harris og Sarah Wanless ved Centre for Hydrology and Ecology (CEH) i Banchory) som har pågått nesten like lenge som de på Røst (se f.eks. Harris et al. 1997), og studiene av havhest på Eynhallow, Orknøyene (Paul M. Thompson ved Aberdeen Population Ecology Research Unit (APERU) i Cromarty og

Vladimir Grosbois ved universitetet i Antwerpen) som har pågått årlig siden 1950 (se f.eks. Thompson & Ollason 2001, Thompson & Grosbois 2002).

En sentral analyseparameter i dette prosjektet er North Atlantic Oscillation (NAO) Index. Den årlige vinterindeksen for NAO reflekterer gjennomsnittlig forskjell i lufttrykk ved havoverflaten mellom Lisboa (Portugal) og Stykkisholmur, Reykjavik (Island) i månedene desember-mars. Den er registrert løpende siden 1864. Det finnes også en like lang serie med månedlige indekser basert på tilsvarende forskjell mellom Ponta Delgada (Azorene) og Reykjavik. Med en positiv indeks er strømmen av lavtrykk inn i Norskehavet sterkere enn normalt og gir et mildt, fuktig og vindfullt klima i dette området. Når indeksen er negativ er lavtrykksaktiviteten svakere og klimaet kjøligere, tørrere og mindre vindfullt. Vi benytter dessuten Havforskningsinstituttets månedlige gjennomsnittsdata for sjøtemperatur og salinitet på ulike dyp fra to stasjoner i kyststrømmen nordøst for Røst. Begge stasjonene ligger i Lofoten, den ene i Vestfjorden nær Skrova (ca 140 km fra Røst), den andre ved Eggum på yttersida (ca 120 km fra Røst). Disse dataene er innsamlet løpende siden vinteren 1935/36. I tillegg bruker vi lokale værparametre (bl.a. vindstyrke og vindretning) innsamlet på Røst i lundenes ungeperiode (manuelle data fra Fiskarheimen på Røst i 1979-1997 og automatiske registreringer ved Røst lufthavn fra 1998). Værdatabaene er levert av Det norske meteorologiske institutt.

Som ett av flere utgangspunkt har vi foretatt et litteraturstudium og oppsummert hva som hittil er publisert når det gjelder klimaeffekter på sjøfugl i det nordlige Atlanterhavet (Durant et al. i trykk). Resultatene av *EcoClim*-prosjektet vil bli publisert ved artikler i internasjonale tidsskrifter (e.g. Durant et al. 2003, i manus) og blir ikke presentert i detalj i denne rapporten. I det følgende refereres likevel noen av de viktigste problemstillingene og resultatene som har dukket opp så langt i analysearbeidet.

Ungevekst (jf. kapittel 3.4.3)

Variasjoner på liten skala i tid og rom. En av hypotesene i prosjektet er at perioder med vedvarende kraftig vind over flere dager temporært vil redusere tilgjengeligheten av byttedyr for lundene. Dette vil i så fall forventes å bli reflektert ved parallelle endringer i hvor mye og hva slags type næring ungene blir tilbudt, f.eks. slik Anker-Nilssen & Aarvak (2002) beskriver som den mest sannsynlige forklaring på at ungeveksten i 2001 stagnerte i to perioder med stiv-sterk kuling. Det foreligger ennå ingen foreløpige resultater fra disse analysene.

Modell for utflygingssuksess (jf. kapittel 3.4.4)

Variasjoner på intermediær skala i tid og rom. I en multivariat GLM-analyse av lundenes utflygingssuksess på Røst siden 1975 (Durant et al. 2003) har vi introdusert 1) årlige mål for årsklassestyrke for 0-gruppe sild (VPA-estimatene),

2) gjennomsnittlig sjøtemperatur på 0-75 m dyp ved Skrova i månedene mars-juli (de første levemånedene til 0-gruppe sild frem til de passerer Røstområdet) og 3) størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett. Modellen viser at disse tre variablene predikerer utflygingssuksessen i denne perioden med en sikkerhet på 84 %. Det eneste klare avviket er det dårlige sildeåret 1999, da ungene ble fostret opp på andre byttedyr og hekkingen likevel ble vellykket. En modell med NAO vinterindeks alene er ikke signifikant og forklarer bare 11 % av utflygingssuksessen, dvs. vesentlig mindre enn for hekkesuksessen til havhest på Orknøyene (28 %, Thompson & Ollason 2001). En annen analyse viser at ungeperiodens lengde er bestemt av kyststrømmens temperatur og salinitet på 0-20 m dyp i februar-mai (den viktigste produksjonsperioden for plankton), altså lenge før lundenes ungeperiode starter (Durant et al. i manus). Ungeperiodens lengde differensierer bedre mellom dårlige år enn utflygingssuksess, siden det er så mange år (i gjennomsnitt hvert annet) hvor så godt som samtlige unger dør i reiret. Resultatene vitner om at lundenes reproduksjon i stor grad er styrt av produksjonen på de laveste trofiske nivå (plankton), selv om effekten er indirekte via planktonets betydning for overlevelsen til 0-gruppe sild og andre av lundens pelagiske byttedyr.

Ungfuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.1).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. Når gjenfunnsindeksene for ungfuglenes overlevelse (figur 16) plottes mot NAO vinterindeks i ungenes første vinter, trer et tydeligere mønster frem. Selv om de to siste tiårene (da våre undersøkelser har vært mest standardisert) har vært preget av gjennomgående høye NAO-indeks, ser det ut til at NAO reflekterer forhold som er viktige for ungenes overlevelse gjennom første leveår. Materialet må likevel analyseres langt mer grundig, bl.a. ved å innarbeide hensyn til ungenes kondisjon ved reirforlating og ulike gjenfunns sannsynligheter for ulike årganger av unger.

Hekkefuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.2).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. Siden NAO er et stor-skala fenomen, forventes denne indeksen å reflektere viktige egenskaper ved miljøforholdene til lundene når de ferdes over store havområder utenfor hekkesesongen. Disse vil igjen påvirke såvel fuglenes overlevelse mellom år som deres villighet til å investere energi til reproduksjon i en ny hekkesesong. I samarbeid med Vladimir Grosbois (tidligere også Laurent Crespin) har vi kjørt en analyse for hvert kjønn hvor vi introduserte lundeungenes utflygingssuksess på Røst, lengden på silda i reirungenes diett og NAO vinterindeks. Analysen bekrefter den årlige variasjonen i lundenes overlevelse som er dokumentert i tabell 12 og at denne parameteren er positivt korrelert med ungenes utflygingssuksess i utgangsåret (jf. figur 17). Siden det er et sterkt samsvar mellom lundenes reproduksjon og den samtidige årsklassestyrke for sild, kan dette helt eller delvis være en indirekte effekt og primært ha sammenheng med fuglenes

næringstilgang den første tiden etter avsluttet hekking. Lundenes fangbarhet i hekkesesongen varierer både med silde-lengden og NAO vinterindeks, og er høyest for hannene. Dette kan indikere at hannene tilbringer mer tid sittende i kolonien og trolig er mer restriktive i sin reproduktive investering, dvs. mindre villige enn hunnene til å delta i ruging og/eller mating av unger. I en annen analyse ser vi på en eventuell samvariasjon mellom overlevelsen til voksne lunder på Røst, Hornøy (Øst-Finnmark), Isle of May, Fair Isle (Skottland) og Skomer (Wales), til tross for at disse bestandene har utviklet seg svært ulikt og deres utbredelse vinterstid er antatt å være forholdsvis lite sammenfallende.

Hekketidspunkt (jf. kapittel 3.4.2).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. En foreløpig analyse (Durant, Anker-Nilssen, Hjermann & Stenseth under utarb.) viser klar samvariasjon mellom lundenes hekkestart (målt siden 1978 som gjennomsnittlig klekketidspunkt, tabell 8) og vinterindeks for NAO. Jo høyere indeks, dess tidligere hekking. Forholdet er likevel ikke konsekvent, men ser ut til å vare gjennom en del år av gangen ("regimer"). Det var f.eks. ingen tydelig samvariasjon i årene 1987-94, i motsetning til periodene før og etter dette. Hvilke mekanismer som kan forklare et slikt mønster er foreløpig ikke kjent.

4 Diskusjon

Som vanlig er de nye resultatene i denne rapporten diskutert fortløpende etter hvert som de presenteres (kapittel 3). Her vil vi kun trekke frem enkelte momenter som utfyller tidligere synteser av Røstlundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk i et vitenskapelig og forvaltningsrelatert perspektiv (Anker-Nilssen 1992, Anker-Nilssen & Øyan 1995, Anker-Nilssen et al. 1997, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002). Argumentene for å videreføre dette langtidstudiet er uendret men sterkere enn noen gang, selv om vi har valgt å ikke utdype dem i detalj i denne årsrapporten. Mange av utfordringene som er formulert i tidligere rapporter fra prosjektet (bl.a. av Anker-Nilssen & Brøseth 1998) står ved lag, men mye ny kunnskap om hva som styrer lundenes populasjonsdynamikk er opparbeidet gjennom de siste tre-fire årene. Av ressursmessige hensyn følger analysearbeidet alltid en bit-for-bit-filosofi, hvor prioriteringene mellom ulike problemstillinger må variere noe fra år til år.

Torskefiskene betydning som byttedyr

Lundens verdi som indikatorer for produksjonen hos torskefisker (jf. utfordring I, Anker-Nilssen & Brøseth 1998) blir nå belyst innenfor et eget prosjekt i NINAs instituttprogram for kystøkologi (2001-2005). Prosjektet er fokusert på sei og vil bl.a. avdekke sjøfuglenes egnethet som indikatorer på årsklassestyrke for denne arten, kvantifisere hvilken betydning

ung sei har som byttedyr for ulike topp-predatorer i tare-skogen (bl.a. teist og toppskarv) og vurdere hvilken effekt denne predasjonen kan ha på rekrutteringen til denne viktige fiskeressursen. Ett foreløpig resultat er at antall rekrutter av sei som to-åringer målt av Havforskningsinstituttet, er signifikant negativt korrelert med andelen 0-gruppe sei i lundeungenes diett på Røst. Forholdet forklarer 28 % av variasjonen i rekruttering hos sei og er trolig forklart ved at pelagisk 0-gruppe sei ikke danner store stimer og derfor er et mindre velegnet byttedyr for lunde, enn sild og havsil. Når disse byttedyrene mangler tar lundene mer sei, men i slike år er oppvekstvilkårene for pelagisk fiskeyngel generelt gjerne dårligere enn i år med rik tilgang på sild og havsil.

Lundene i åpent hav

Dessverre har vi fremdeles ikke ressurser til å fullføre alle planlagte analyser og publikasjoner fra de parallelle undersøkelser som ble gjennomført i åpent hav i 1996-98. Noen sentrale resultater fra dette samarbeidsprosjektet er nå kommet på trykk (Axelsen et al. 2001, Sætre et al. 2001, 2002). En nærmere omtale av resultatene er gitt summarisk i rapporten for 1999 (Anker-Nilssen & Aarvak 2000).

Resultatene fra instrumenteringen av fem lunder med satellittsendere i 1997-99 (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000) er ferdig bearbeidet og på det nærmeste klar for internasjonal publisering (Anker-Nilssen et al. i manus b). I dette arbeidet kobler vi satellittfuglenes bevegelser med kunnskap basert på gjenfunn av ringmerkede fugler, og sammenholder resultatene med en analyse av lundens temporære og romlige fordeling i Barentshavet utenfor hekkesesongen (basert på observasjonsdata). Det gode samsvaret som er avdekket mellom årsklassestyrke hos sild og de voksne fuglenes overlevelse fra år til år (**figur 18**) understreker betydningen av den kunnskapen satellittfuglene ga oss. Mye tyder på at en kritisk faktor for de voksne fuglenes overlevelse er hvilke næringsforhold de erfarer når de tilbringer de første par månedene i Barentshavet etter avsluttet hekking.

VPA-analysenes verdi

Som påpekt første gang av Anker-Nilssen & Aarvak (2001), er det et stort fremskritt å ha tilgang til resultater fra den virtuelle populasjonsanalysen (VPA) som bl.a. beregner årlige mål for årsklassestørrelsen (biomasse og antall) for 0-gruppe sild helt tilbake til 1907 (Toresen & Østvedt 2000). Dette gjør oss langt bedre i stand til å kvantifisere lundens verdi som indikator for sildas rekruttering og dens rolle som predator på 0-gruppe sild. Selv om estimatene størrelse ikke må tolkes som absolutte, er de høyst sannsynlig i korrekt størrelsesorden. Deres troverdighet styrkes ytterligere ved at de sammenhenger vi har påvist mellom 0-gruppe sild og lunde forbedres radikalt når de kvalitative 0-gruppeindeksene fra Barentshavet erstattes med VPA-estimatene. VPA-beregningene oppdateres hvert år av *Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group*

(WGNPBW) i ICES. Dette innebærer at verdiene for alle årsklasser blir justert hvert år. Siste oppdatering (ICES 2002) inkluderte det avvikende året 1999 da lundene sikret hekkesuksessen på en kominasjon av andre byttedyr enn sild. Styrken i noen av våre korrelasjoner for forholdet mellom lunde og 0-gruppe sild ble derfor redusert, men sammenhengene er fremdeles oppsiktsvekkende sterke. Ved hjelp av VPA-verdiene forklarer forekomstene av 0-gruppe sild 63 % av variasjonen i overlevelsen til lundenes reiringer og 76 % av variasjonen i overlevelsen til hekkende fugler (jf. **figur 11** og **figur 18**). I forhold til disse to nøkkelfaktorene i lundenes populasjonsdynamikk, definerer dette en tydelig terskelsone mht. hvilken sildmengde som kreves for å sikre lundene et godt hekkereultat (ved et VPA-estimat på ca 70 milliarder 0-gruppe ved metamorfose midtsommers). Selv om den reelle verdien kan vise seg å være to-tre ganger høyere, står dette tallet likevel i rimelig godt forhold til de beregninger vi har foretatt over hvor mye sild lundene på Røst er i stand til å konsumere i ungeperioden (størrelsesorden 25 milliarder, **kapittel 3.4.4**). Samtidig predikerer også størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett sildas årsklassestyrke med en sikkerhet på 77 % (**figur 13**).

Innenfor ICES Working Group on Seabird Ecology (WGSE) har vi ganske nylig beregnet hvor mye sjøfuglene i Norskehavet og Barentshavet konsumerer av byttedyr i løpet av ett år (Barrett et al. 2002). Estimatet for Norskehavet landet på 681 tusen tonn (60 % fisk og 40 % evertebrater) fordelt på 11 millioner sjøfugler når ungfugler er inkludert. Av dette står lundene for mer enn en tredel med et totalt konsum på 240 tusen tonn fisk. Sjøfuglene i Barentshavet konsumerer 1.16 millioner tonn, noe som tilsvarer 8-15 % av det totale konsumet forårsaket av torsk, sel, hval, sjøfugl og mennesker i dette området. Her er andelen evertebrater (47 %) i sjøfuglenes diett større enn i Norskehavet. Sjøfugl beiter dessuten på langt yngre årsklasser enn de fleste andre av disse konsumentgruppene. Det er derfor tvilsomt om de generelt har noen betydelig effekt på bestandene av sine viktigste byttedyr. Analysen utvides nå til å omfatte hele det nordlige Atlanterhavet (Furness et al. 2003).

Lundedøden utenfor Midt-Norge våren 2002

Omkring månedsskiftet mars/april 2002 strandet minst 300 (trolig mange flere) voksne, utmagrede lunder på kysten av Møre- og Trøndelag. Takket være rask respons fra Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag ble et utvalg av disse fuglene sikret for senere analyse. Analysen ble finansiert gjennom en ekstrabevilgning fra DN til lunde-prosjektet og er på det nærmeste fullført (Anker-Nilssen et al. i manus a). Resultatene viser at fuglene hadde omkommet av sult, men det var ikke mulig å fastslå hvorfor de ble utsatt for en langvarig periode med matmangel. Basert på biometriske målinger var fuglene mest sannsynlig hjemmehørende på Røst eller i nærliggende kolonier. Den dramatiske reduksjonen i hekkebestanden fra 2001 til 2002 (15 %, **kapittel 3.2**) var større enn forventet ut fra den gode hekke-

suksessen i 2001 (84 %) og den positive sammenhengen mellom reproduksjon og påfølgende overlevelse (**figur 17**). Omfanget av dødeligheten utenfor Midt-Norge kan derfor ha vært langt større enn det som ble registrert. Også på Sklinna like sør for grensen mellom Nord-Trøndelag og Nordland, ble det påvist en formidabel tilbakegang (20 %) i hekkebestanden av lunde fra 2001 til 2002 (Lorentsen 2002). Analysen ligger nå i bero av at feltarbeidet i 2003 blir gjennomført. Først da er det mulig å beregne den reelle dødeligheten for Røst-lundene gjennom vinteren 2001/02 (jf. **kapittel 3.5.2**), og se om denne er i samsvar med den påviste endringen i antall hekkende fugler.

Noen perspektiver

De lange tidsseriedataene for ulike aspekter ved lundenes reproduktive og demografiske utvikling blir stadig mer verdifulle. Resultatene bidrar i meget betydelig grad til å belyse en rekke sider ved sjøfuglenes livshistorie og deres strategier i et uforutsigbart varierende miljø. Røstlundenes langvarige reproduksjonsproblemer gjør det mulig å dokumentere og kvantifisere forhold som ellers bare kan utledes i rent teoretiske modeller basert på en lang rekke forutsetninger som ikke er underlagt med empirisk kunnskap fra en og samme bestand. Et godt eksempel her er de påviste sammenhenger mellom de voksne lundenes kondisjon, hekkresultat og overlevelse. Selv i et så tilsynelatende lite komplekst pelagisk økosystem som dette, hvor de viktigste koblingene mellom nøkkelarter som torsk, lodde, sild og lunde kan fremstå som enkle, entydige og selvnlysende, viser det seg gang på gang at det er akkurat det de ikke er. De lange dataseriene avslører imidlertid intrikate interaksjoner som vitner om sjøfuglenes betydelige økologiske fleksibilitet, utviklet nettopp som et resultat av de store variasjonene dette miljøet byr på i nær sagt enhver tidshorisont. Noe av det som skjer i løpet av timer, dager, måneder og år kan vi forklare, men variasjonene på større skala har vi enda bare en vag formening om. For lengelevende arter er det en naturlig sak at det tar lang tid å opparbeide et godt datagrunnlag på dette området. I forhold til en generasjonstid på 10-20 år er dataserier på 20-30 år relativt korte. Like fullt er det hvert år betryggende å kunne demonstrere at tilfanget av ny kunnskap i kjølvannet av dette arbeidet øker raskere enn omfanget av nye data. Foreliggende rapport, og de forhold som avdekkes når vi også bruker dataseriene til å belyse økologiske effekter av klimavariasjoner, beviser dette. Denne type kunnskap er dessuten mer faktisk og dermed langt mer anvendelig (f.eks. som bidrag til tverrfaglige, systemøkologiske tidsserieanalyser) enn resultatene av kortsiktige og mer eksperimentelle studier ofte er. Vi er derfor stadig like overbevist om at kursen er riktig satt. Dette underbygges ytterligere i en fersk revyartikkel som gjennomgår eksisterende kunnskap om ulike økologiske tilpasninger og trofiske interaksjoner for sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet (Anker-Nilssen et al. i trykk). Artikkelen er et nyttig supplement til statusrapporten om sjøfuglene som hekker i Barentshavsregionen (Anker-Nilssen et al. 2000).

Ikke overraskende blir konklusjonen den samme som tidligere. Både i et faglig og økonomisk perspektiv er spenningen og utfordringene minst like store som tidligere når målet er å fortsette den langsiktige forskningen og overvåkingen knyttet til lundenes populasjonsøkologi på Røst langt utover i det 21. århundre.

5 Referanser

- Albertsen, J.Ø. 1995. Food choice of breeding puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. – Cand. scient. oppgave, Zool. inst., 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. 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. 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, Zool. inst., Univ. Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunder på Røst. – NINA Oppdragsmelding 216: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. – NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Svalene som løper på vannet. – I Brox, K.H. (red.). Brennpunkt Natur 99. Tapir forlag, Trondheim, s. 31-41.
- Anker-Nilssen, T. 2000a. European storm-petrel *Hydrobates pelagicus*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 20-23.
- Anker-Nilssen, T. 2000b. Leach's storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 24-26.
- Anker-Nilssen, T. 2002. Havsvaleprosjektets hovedresultater i 2001. – Ringmerkaren 15: 166-172.
- 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. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.
- 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. & 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. & Tatarinkova, I.P. 2000. Atlantic puffin *Fratercula arctica*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. s. 137-143.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. – NINA Fagrapport 15: 1-48.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2000. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. – NINA Oppdragsmelding 636: 1-36.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 684: 1-40.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.
- 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., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. 2000. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. 213 s.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Erikstad, K.E. i trykk. Marine birds in the Norwegian and Barents Seas: ecological adaptations and trophic interactions. I Espmark, Y. & Langvatn, R., red. *Life in the Arctic*. Cambridge University Press.
- Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Bangjord, G. i manuskript a. Mass mortality of Atlantic puffins off Central Norway, April 2002: causes and consequences. – Beregnet for Atlantic Seabirds.
- Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Fauchald, P. i manuskript b. Post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* in North Norway explored by satellite telemetry, ring recoveries and distribution patterns.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. i manuskript c. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Anon. 1999. Preliminary report of the International 0-group fish survey in the Barents Sea and adjacent waters in August-September 1999. – Upubl. rapp., Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Kvamme, C. & Nøttestad, L. 2001. Pretty patterns but a simple strategy: predator-prey interactions between juvenile herring and Atlantic puffins observed with multibeam sonar. – *Can. J. Zool.* 79: 1586-1596.
- Bakken, V. 1984. Takseringsmetodikk for lomvi *Uria aalge* i tre felt på Vedøy, Røst. – *Cand. real. oppg.*, 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., 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. – *Ring and Migration* 6: 102-112.
- 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., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2002. Food consumption by seabirds in Norwegian waters. – *ICES J. Mar. Sci.* 59: 43-57.
- Breivik, M. 1991. Endringer i energiutnyttelse hos unger av lunde og teist. – *Cand. agric. oppgave i naturforvaltning*, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 36 s.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. – *Biol. Oceanogr.* 5: 261-271.
- Cairns, D.K. 1992. Population regulation of seabird colonies. – *Current Ornithol.* 9: 37-61.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions and climate change: the Atlantic puffin as an example. – *Proc. Royal Soc. B, Lond.*
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. i trykk. Marine birds and climate variations in the North Atlantic. – I Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J. & Belgrano, A. (red.). *Ecological effects of climate variations in the North Atlantic*. Oxford Univ. press.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. i manuskript. Climate affects the Atlantic puffin through food-chain variation. – *J. Anim. Ecol.* (innsendt)
- 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. 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: 1781-1788.
- Furness, R.W., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Fox, T., Garthe, S., Hüppop, O., Mosbech, A., Reid, J., Skov, H., Tasker, M.L. & Veit, D. 2003. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 7-10 March 2003. – ICES CM 2003/C:03 Ref.: ACE, D, E, G. Copenhagen, 92 pp.
- Griffiths, R., Double, M.C., Orr, K. & Dawson, R.J.G. 1998. A DNA test to sex most birds. – *Molecular Ecology* 7: 1071-1075.
- 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 næringsøkologiske variabelers betydning for energiinntaket til unger av lunde *Fratercula arctica*, belyst på bakgrunn av optimal furasjeringsteori. – *Cand. scient. oppgave*, Zool. inst., NTNU, Trondheim. 29 s.
- Hipfner, J.M., Gaston, A.J. & de Forest, L.N. 1997. The role of female age in determining egg size and laying date of Thick-billed Murre. – *J. Avian Biol.* 28: 271-278.

- Hoyt, D.F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. – *Auk* 96:73-77.
- ICES 2002. Report of the Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group, Vigo Spain 29 April - 8 May 2002. – ICES CM 2002/ACFM:19
- 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.
- 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. 2002. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2002. – NINA Oppdragsmelding 766: 1-33.
- Myrberget, S. 1981. Criteria of physical condition of fledging Puffins. – *Proc. Second Nordic Congr. Ornithol.* 1979: 43-46.
- Otnes, B. & Skjold, R. 1992. Fototaksering som eit hjelpemiddel i overvaking av ein populasjon lunde (*Fratercula arctica*). – *Cand. agric. oppgave i naturfovaltning, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås.* 40 s.
- Pradel, R. & Lebreton, J.-D. 1991. User's manual for program SURGE version 4.1. – *Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, Montpellier, Frankrike.* 35 s.
- Ricklefs, R.E. 1968. Weight recession in nestling birds. – *Auk* 85: 30-35.
- 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.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2001. The Norwegian Spring-Spawning Herring: Environmental Impact on Recruitment. – I Funk, F., Blackburn, J., Hay, D., Paul, A.J., Stephenson, R., Toresen, R. & Witherell, D. (red.). *Herring: Expectations for a new millennium.* University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-04, Fairbanks.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). – *ICES J. Mar. Sci.* 59(4): 725-736. (doi:10.1006/jmsc.2002.1180)
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. – *Nature* 413 (27 Sept 2001): 417-420.
- Thompson, P.M. & Grosbois, V. 2002. Effects of climate variation on seabird population dynamics. – *Directions in Science* 1: 50-52.
- 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.
- Toresen, R. & Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. – *Fish and Fisheries* 2000(1): 231-256.
- 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.
- White, G.C. 1998. Program MARK. Mark and recapture survival rate estimation. – Shareware dataprogram, Dept. Fisheries and Wildlife, Colorado State Univ., CO. <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>.
- 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 Tilvekst til ornitologisk bibliografi for Røst

Følgende skriftlige arbeider fra perioden 1997-2003, presenterer resultater fra sjøfuglundersøkelser på Røst og er tilvekst (eller rettelser) til bibliografien som omfatter de aller fleste skrifter med opplysninger om fuglelivet i øygruppen etter 1960 (siste versjon publisert av Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Bibliografien omfatter derved 302 arbeider, hvorav 17 (markert med asterisk) er tilkommet siden forrige årsrapport (Anker-Nilssen & Aarvak 2002). De utallige artikler i dags- og ukepresse som ikke er forfattet av prosjektdeltakerne er bevisst utelatt.

- Albertsen, J.Ø., Anker-Nilssen, T. & Bech, C. i manuskript. Food choice of breeding Atlantic puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. – *Auk* (innsendt).
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. – NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Resultater fra Havsvaleprosjektet i 1997. – *Ringmerkaren* 10: 131-148. **(rettelse)**
- Anker-Nilssen, T. 1998. Røstprosjektet (ringmerkingsresultater 1997). – *Ringmerkaren* 10: 48. **(rettelse)**
- Anker-Nilssen, T. 1999. Havsvaleprosjektets resultater i 1998. – *Ringmerkaren* 11: 105-120.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Marine ressurser og miljø. Prosjekt 109375/122. Bestandsinteraksjoner mellom 0-gruppe sild og lunde. Sluttrapport. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 9 s.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Røstprosjektet. Ringmerkingsresultater for 1998. – *Ringmerkaren* 11: 19-20.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Svalene som løper på vannet. – I Brox, K.H., red. *Brennpunkt Natur* 99. Tapir forlag, Trondheim, s. 31-41.
- Anker-Nilssen, T. 2000. European storm-petrel *Hydrobates pelagicus*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 20-23.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Havsvaleprosjektets resultater i 1999. – *Ringmerkaren* 13: 155-165.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Leach's storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of

- marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 24-26.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Røstprosjektet. (Ringmerkingsresultater for 1999.) – Ringmerkaren 13: 61.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Sjøfugl. – I Anon., red. Sluttrapport fra avslutningsseminar for forskningsprogrammene Marine ressurser og miljø (MAREMI) og Marin ressursforvaltning (MARRES), Holms Hotell, Geilo, 1.-3. november 1999. Norges forskningsråd, Oslo, s. 38-47.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Havsvaleprosjektets resultater i 2000. – Ringmerkaren 14: 152-162.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Fremdriftsrapport per 12.11.2001. – Upubl. rapport, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 6 s.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Lunde-prosjektet på Røst: 38 år men bare en ungdom. – Havørna 12: 4-7.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Røstprosjektet. (Ringmerkingsresultater for 2000.) – Ringmerkaren 14: 62.
- Anker-Nilssen, T. 2002. Fuglefjell. – I Storrusten, E. Hurtig-ruteboka. Ofoten & Vesteraalen Dampskibsselskap, Narvik, Troms Fylkes Dampskibsselskap, Tromsø and Finnmarks Fylkesrederi og Ruteselskap, Hammerfest.
- * Anker-Nilssen, T. 2002. Havsvaleprosjektets hovedresultater i 2001. – Ringmerkaren 15: 166-172.
- Anker-Nilssen, T. 2002. Past and present research on trophic interactions between seabirds and forage fish in Norwegian waters. I Jarre, A., red. Workshop "Ecosystem West Greenland", Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk, 29 November – 03 December 2001: A stepping stone towards an integrated marine research programme. Inusuuk, Arctic Research Journal 1: 43-44.
- * Anker-Nilssen, T. 2002. Røstprosjektet. (Ringmerkingsresultater for 2001.) – Ringmerkaren 15: 73.
- * Anker-Nilssen, T. 2003. Sjøfuglundersøkelser på Røst. – Presentasjon for NINAs internett. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- * Anker-Nilssen, T. i trykk. Lunde *Fratercula arctica*. – I Anon., red. Vinteratlas for norske fugler. Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.
- * Anker-Nilssen, T. i trykk. Teist *Cephus grylle*. – I Anon., red. Vinteratlas for norske fugler. Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.
- Anker-Nilssen, T. & Hjort, B. 2000. Taksering av lunde på Herynken i Røst. Fotodokumentasjon av prøvefeldene i Starsystemet med kartskisse og metodebeskrivelse. – Søkbar CD-rom med foto av 322 prøvefeld.
- * Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2003. A manual for morphological examination of seabirds and sea ducks. – Veileder, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 18 s.
- Anker-Nilssen, T. & Tatarinkova, I.P. 2000. Atlantic puffin *Fratercula arctica*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 137-143.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2000. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. – NINA Oppdragsmelding 636: 1-36.
- * Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Fotoguide for næringsprøver fra lunde og teist på Røst. Versjon 1.0. – Bestemmelsesnøkkel, NINA. (oppdateres regelmessig).
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 684: 1-40.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.
- * Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2003. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2002. – NINA Oppdragsmelding 784: 1-40.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. 2000. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. 213 s. (Bok illustrert av E. Kublik).
- * Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Erikstad, K.E. i trykk. Marine birds in the Norwegian and Barents Seas: ecological adaptations and trophic interactions. I Espmark, Y. & Langvatn, R., red. Life in the Arctic. Cambridge University Press.
- * Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Bangjord, G. i manuskript. Mass mortality of Atlantic puffins off Central Norway, April 2002: causes and consequences. – Beregnet for Atlantic Seabirds.
- Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Fauchald, P. i manuskript. Post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* in North Norway explored by satellite telemetry, ring recoveries and distribution patterns.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. i manuskript. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Nøttestad, L. & Vabø, R. 1998. In situ sonar observations of newly metamorphosed herring attacked by puffins and comparison to computer model simulations. – GLOBEC open science meeting, Paris, 17-20 March 1998. (rettelse)
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Kvamme, C. & Nøttestad, L. 2001. Pretty patterns but a simple strategy: predator-prey interactions between juvenile herring and Atlantic puffins observed with multibeam sonar. – Can. J. Zool. 79: 1586-1596.
- Bakken, V. & Anker-Nilssen, T. 2001. Harvesting of seabirds in North Norway and Svalbard. – I Denlinger, L. & Wohl, K., red. Seabird Harvest Regimes in the Circumpolar Nations. Circumpolar Seabird Working Group (CSWG), Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), Reykjavik. CAFF Technical Report 9, s. 41-43.
- Barrett, R.T. 2001. The breeding demography and egg size of North Norwegian Atlantic Puffins *Fratercula arctica* and Razorbills *Alca torda* during 20 years of climatic variability. – Atlantic Seabirds 3(3): 97-112.
- 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: 5-8. (rettelse)
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2001. Sjøfugl – havets glupske fjærkre? ...eller hvor mye eter sjøfuglene i norske farvann? – Poster, Norske Havforskeres Forenings Årsmøte, Rainbow Nordlys Hotel, Bodø, 23-25 november 2001.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2002. Food consumption by seabirds in Norwegian waters.

- ICES J. Mar. Sci. 59(1): 43-57. (doi:10.1006/jmsc.2001.1145)
- Chardine, J. (red.), Mendenhall, V. (red.), Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Falk, K., Frich, A.S., Gaston, A., Gilchrist, G., Golovkin, A., Hario, M., Kondratyev, A.Ya., Mosbech, A., Petersen, A. & Wohl, K., 1998. Human Disturbance at Arctic Seabird Colonies. – CAFF Technical Report 2: 1-18, CSWG (Circumpolar Seabird Working Group), Reykjavik.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions and climate change: the Atlantic puffin as an example. – Proc. Royal Soc. B, Lond.
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. i trykk. Marine birds and climate variations in the North Atlantic. – I Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J. & Belgrano, A. (red.). Ecological effects of climate variations in the North Atlantic. Oxford Univ. Press.
- * Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. i manuskript. Climate affects the Atlantic puffin through food-chain variation. – J. Anim. Ecol. (innsendt)
- * Furness, R.W., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bell, E., Garthe, S., Oro, D., Reid, J., Skov, H., Tasker, M.L. & Veit, R. 2002. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 8-11 March 2002. – ICES CM 2002/C:04 Ref.: ACME, ACE, E and F, Copenhagen, 69 pp. (PDF: <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetail.asp?wg=WGSE>)
- * Furness, R.W., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Fox, T., Garthe, S., Hüppop, O., Mosbech, A., Reid, J., Skov, H., Tasker, M.L. & Veit, D. 2003. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 7-10 March 2003. – ICES CM 2003/C:03 Ref.: ACE, D, E, G. Copenhagen, 92 pp. (PDF: <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetail.asp?wg=WGSE>)
- Gunnerød, T.G. (red.) & Jürgens, H.G. 1998. Norske sjøfuglbestander: Store forskjeller i overlevelse mellom arter og mellom år. – NINA•NIKU Faktaark nr. 5-1998, 2 s. (Basert på Erikstad et al. 1998, NINA Oppdragsmelding 515: 1-15)
- * Gunnerød, T.B. (red.) & Jürgens, H.G. 2002. Lundene på Røst i stadig tilbakegang. – NINA•NIKU Faktaark nr. 6-2002, 2 s. (Basert på Anker-Nilssen & Aarvak 2002, NINA Oppdragsmelding 736: 1-40)
- Hogstad, O. 2000. Nordnorske sjøfugler i fare? – Vite mer (faktaark), Vitenskapsmuseet, NTNU, Trondheim. 2 s.
- Hogstad, O. & Øien, I.J. 2001. Endringer i norsk fuglefauna - hva har skjedd i løpet av de siste hundre år? – Vår Fuglefauna 24(2): 54-66.
- * Irons, D., Anker-Nilssen, T., Chardine, J., Gaston, T., Hario, M., Krasnov, Y.U., Merkel, F.R., Olsson, O., Petersen, A., & Strøm, H. i manuskript. Circumpolar seabird trends and climate change.
- Lorentsen, S.-H. 1998. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1998. – NINA Oppdragsmelding 565: 1-75.
- Lorentsen, S.-H. 1999. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1999. – NINA Oppdragsmelding 626: 1-28.
- Lorentsen, S.-H. 2000. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 670: 1-30.
- Lorentsen, S.-H. 2001. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 726: 1-36.
- * Lorentsen, S.-H. 2002. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2002. – NINA Oppdragsmelding 766: 1-33.
- Mendenhall, V. (red.), Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Golovkin, A., Hario, M., Petersen, A., Wohl, K., et al. i manuskript. Framework for a Circumpolar Murre Monitoring Program. – CBIRD (Circumpolar Seabird Working Group), CAFF Technical Report, Reykjavik.
- Moe, K.A., Andersen, O.K., Anker-Nilssen, T., Bakke, T., Berge, J.A., Bjørge, A., Brandvik, P.J., Christie, H., Daling, P.S., Finstad, B., Lorentsen, S.-H., Lund, E., Melbye, A.G., Mowm, T., Ramstad, S., Serigstad, B., Skeie, G.M. & Stabbetorp, O. 1999. Veiledning for etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø. – Alpha Miljørådgivning Rapport nr. 1023-1, Alpha Miljørådgivning, Havforskningsinstituttet, NINA•NIKU, NIVA, Rogalandforskning & SINTEF. Rapport til Statens Forurensningstilsyn, 105 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.-H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. – Rapport til Statens Forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning. Alpha Miljørådgivning Rapport nr. 1007-1, Alpha Miljørådgivning, Havforskningsinstituttet, NINA•NIKU, Norsk Polarinstitutt. 51 s, + CD-ROM m/rapport og web-atlas.
- Stenersen, J. 1998. Fugler i Lofoten. – Tringa Forlag, Henningsvær. 162 s.
- * Systad, G.H., Bakken, V., Strøm, H. & Anker-Nilssen, T. 2003. Spesielt Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i Barentshavet - implementering av kriterier for identifikasjon av SVO i den norske delen av Barentshavet. Rapport, Norsk institutt for naturforskning, Tromsø.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2001. The Norwegian Spring-Spawning Herring: Environmental Impact on Recruitment. – I Funk, F., Blackburn, J., Hay, D., Paul, A.J., Stephenson, R., Toresen, R. & Witherell, D. (red.). Herring: Expectations for a new millennium. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-04, Fairbanks.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). – ICES J. Mar. Sci. 59(4): 725-736. (doi:10.1006/jmsc.2002.1180)
- Tasker, M., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Becker, P.H., Camp-huysen, K., Chapdelaine, G., Davoren, G., Furness, B., Garthe, S., Hüppop, O. & Montevecchi, B. 2000. Report of the Working Group on Seabird Ecology. Institut für Vogel-forschung "Vogelwarte Helgoland", Wilhelmshaven, 20-23 March 2000. – ICES CM 2000/C:04 Ref.: ACME + E, Copenhagen, 70 s. (PDF: <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetail.asp?wg=WGSE>)
- Tasker, M., Anker-Nilssen, T., Becker, P.H., Boulinier, T., Chapdelaine, G., Furness, B., Mackey, M., Ratcliffe, N., Reid, J. & Veit, R. 2001. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 16-19 March 2001. – ICES CM 2001/C:05 Ref.: E, F and ACME, Copenhagen, 68 s. (PDF: <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetail.asp?wg=WGSE>)

NINA Oppdragsmelding 784

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1392-3

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
<http://www.nina.no>