

## Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander

**Kjell Einar Erikstad  
Tone Kristin Reiertsen  
Tycho Anker-Nilssen  
Rob Barrett  
Svein-Håkon Lorentsen  
Hallvard Strøm  
Geir Helge Systad**



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

# **Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander**

**Kjell Einar Erikstad**

**Tone Kristin Reiertsen**

**Tycho Anker-Nilssen**

**Rob Barrett**

**Svein-Håkon Lorentsen**

**Hallvard Strøm**

**Geir Helge Systad**

Erikstad, K.E, Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H. og Systad, G.H. 2007. Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander. NINA Rapport 240, 25 s.

Tromsø, mars 2007

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1800-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Kjell Einar Erikstad og Karl-Otto Jacobsen

KVALITETSSIKRET AV

Per Fauchald

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Norsk Hydro

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Steingrim Bosheim og Espen E. Hoell

FORSIDEBILDE

Lomvihyllen på Hornøya i 2006 med Vardø i bakgrunnen.

© Karl-Otto Jacobsen

NØKKELOD

sjøfugl, lomvi, kolonier, sårbarhet, Norskehavet, Barentshavet

KEY WORDS

seabirds, common guillemot, colonies, population viability, The Norwegian Sea, The Barents Sea

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

**Erikstad, K.E., Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H. og Systad, G.H. 2007. Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander. NINA Rapport 240, 25 s.**

Hekkebestandene av lomvi (*Uria aalge*) langs norskekysten har hatt en sterk nedgang i løpet av de siste 45 årene. Den norske fastlandsbestanden utgjør i dag ikke mer enn ca 15 000 par, mens den til sammenligning ble beregnet til 120-160 000 par i begynnelsen av 1960-årene. Den største bestanden i norske områder finnes i dag på Bjørnøya hvor det hekker ca 100 000 par, men også her er bestanden betydelig mindre enn i midten av 1980-årene. Årsaken til denne bestandsnedgangen er kompleks, og skyldes mest sannsynlig en kombinasjon av klima og effekter på viktige byttedyr, overfiske av enkelte viktige fiskebestander som lodde og sild, samt drukning i fiskegarn. En kan heller ikke utelukke at lomvi har vært utsatt for oljeskader i vinterområdene selv om det ikke er klare bevis for det

Målsetningen med denne undersøkelsen har ikke vært å forklare årsaker til tilbakegangen, men å gi kvantitative prognoser for den videre utviklingen til norske lomvikolonier, gitt at miljøforholdene og andre påvirkningsfaktorer blir de samme i framtida som de var i årene 1988-2004, da vi overvåket alle de utvalgte koloniene parallelt. Vi har også hatt fokus på sårbarhet til enkeltkolonier og beregnet konsekvenser av et eventuelt oljesøl hvor bestandene kan bli ytterligere redusert. Som verktøy for analysene har vi benyttet levedyktighetsanalyser ("Population viability analyses", PVA) som estimerer sannsynligheten for at en bestand skal kunne overleve i framtida, og også klassifisert levedyktigheten til enkeltbestander ved å beregne hvor mange år det tar før de eventuelt dør ut. Vi har brukt enkle, tellingsbaserte modeller, som har som input gjennomsnittlig årlig vekstrate og variansen i gjennomsnittlige vekstrater, samt dagens bestandsstørrelse.

Analysene er gjort for seks bestander (kolonier): Bjørnøya, Hornøya, Hjelmsøya, Vedøy, Sklinna og Runde. Tre av dem har hatt en entydig negativ bestandsutvikling (Hjelmsøya, Vedøy og Runde). Prognoser for levedyktigheten til disse bestandene er dårlig. Lavest levedyktighet har bestanden på Vedøy som har en 50 % sannsynlighet for å dø ut i løpet av bare 16 år fram i tid. For Hjelmsøya og Runde tar det henholdsvis 65 og 56 år før bestanden når en tilsvarende sannsynlighet. Beregnet antall år til utdøing for disse tre bestandene er henholdsvis 70, 124 og 109 år. Sensitivitetsanalyser viser at disse estimatene for utdøing er lite påvirket av variansen i vekstrate, som er det mest usikre estimatet. En reduksjon i bestandstørrelsen vil imidlertid ha store konsekvenser for levedyktigheten. Spesielt vil bestanden på Vedøy være ille ute hvis bestanden reduseres ytterligere p.g.a. et oljesøl. Kolonien på Sklinna er atypisk i forhold til de andre koloniene. Den har en sterk positiv bestandsutvikling, men variasjonen i vekstrate fra år til år er svært høy. Bestanden vil nå 30 % sannsynlighet for å dø ut først etter 44 år. Koloniene på Bjørnøya og Hornøya har begge en positiv vekstrate, og de har så store bestander og liten variasjon i vekstrate at sårbarheten til disse bestandene er svært lav. Selv med en halvering av bestandene er det mindre enn 0.001 % sannsynlighet for at de skal dø ut i løpet av 30 år, og estimert tid til utdøing er mer enn 1000 år.

Kjell Einar Erikstad og Geir Helge Systad, Norsk Institutt for Naturforskning, Avdeling for Arktisk Økologi, 9296 Tromsø.

Tone Kristin Reiertsen, Institutt for Biologi, Universitetet i Tromsø, 9037 Tromsø.

Tycho Anker Nilssen og Svein-Håkon Lorentsen, Norsk Institutt for Naturforskning, 7485 Trondheim.

Rob Barrett, Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø, 9037 Tromsø.

Halvard Strøm, Norsk Polarinstitutt, 9296 Tromsø.

Email: [kjell.e.erikstad@nina.no](mailto:kjell.e.erikstad@nina.no)

## Abstract

**Erikstad, K.E, Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H. og Systad, G.H. 2007. Population viability analyses of Norwegian Common Guillemots (*Uria aalge*). NINA Report 240, 25 pp.**

The breeding population of Common Guillemots (*Uria aalge*) in Norway has declined dramatically during the last decades. The estimated population size along the coast of Norway at present is no more than 15 000 breeding pairs compared to an estimate of 120 000 to 160 000 in the early 1960's. The causes of this decline are unclear, but factors like climate change, over-fishing of important prey species like capelin (*Mallotus mallotus*) and herring (*Clupea harengus*), oil pollution and drowning in fishing gears have been suggested.

The aim of this study was not to examine causes of the population decline, but to quantify the viability of the populations based on annual monitoring data of population size from 1988 to 2004, when parallel data were available from all the selected colonies. We have used count-based population viability analyses (PVA) to estimate the probabilities that different colonies may go extinct in the future. We focus on the viability of single colonies, and to simulate an oil spill, we examine the effect on population viability of a sudden drop in population size. The inputs to the models are population size, mean growth rate and the variance in growth rate.

We have analyzed six different colonies (Bjørnøya, Hornøya, Hjelmsøya, Vedøy, Sklinna and Runde). Three colonies (Hjelmsøya, Vedøy and Runde) had a negative mean growth rate during the 16-year period subjected to analysis. Their viability is low and especially Vedøy is threatened, having a risk of 50% to go extinct within 16 years. For Hjelmsøya and Runde the 50% probability of extinction is reached in 65 and 56 years. The estimated number of years to extinction is 70, 124 and 109 years for the three colonies Vedøy, Hjelmsøya and Runde respectively. A sensitivity analysis shows that the variance in mean growth rate has small effect on population viability; however a sudden drop in population size will put all three colonies at a high risk. The colonies at Bjørnøya and Hornøya have both a positive growth rate, and even with a halving of the present population size, the risk of extinction for these populations are less than 0.001% after 30 years and their estimated time to extinction is more than 1000 years.

Kjell Einar Erikstad and Geir Helge Systad, Norwegian Institute for Nature Research, Dept of Arctic Ecology, N-9296 Tromsø, Norway.

Tone Kristin Reiertsen. Department of Biology, Faculty of Science, N-9037 Tromsø, Norway.

Tycho Anker Nilssen and Svein-Håkon Lorentsen. Norwegian Institute for Nature Research, N-7485 Trondheim, Norway.

Rob Barrett, Zoology Department, Tromsø Museum, University of Tromsø, N-9037 Tromsø, Norway.

Hallvard Strøm, Norwegian Polar Institute, N-9296 Tromsø, Norway.

Email: [kjell.e.erikstad@nina.no](mailto:kjell.e.erikstad@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Populasjonsmodell</b> .....	<b>9</b>
2.1 Beregning av bestandens vekstrate ( $\mu$ ) og variasjon i vekstrate ( $\sigma^2$ ).....	9
2.2 Beregning av raten for utdøing.....	10
2.3 Beregning av antall år til utdøing.....	11
2.4 Korrigering av observasjonsfeil.....	12
2.5 Forutsetninger for å benytte CDF.....	13
<b>3 Resultater</b> .....	<b>16</b>
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>20</b>
4.1 Usikkerhet i estimatene.....	20
4.2 Begrensinger og tolkninger av PVA-analyser.....	21
4.3 Utdringer for forvaltningen.....	22
<b>5 Referanser</b> .....	<b>24</b>

## Forord

De fleste hekkebestandene av lomvi langs norskekysten har i løpet av de siste 30 årene vist en dramatisk nedgang. Den norske fastlandsbestanden utgjør i dag ikke mer enn ca 15 000 par, mens den til sammenligning ble beregnet til 120-160 000 par i begynnelsen av 1960-årene. Den største bestanden i norske områder finnes i dag på Bjørnøya hvor det hekker ca 100 000 par, men også her er bestanden bare omkring halvparten av hva den var på 1980-tallet. Den norske lomvibestanden er i dag klassifisert som direkte truet på den norske rødlista. Selv om man tror at norske bestander i relativt liten grad har vært utsatt for oljesøl, har studier fra mange havområder vist at lomvi er spesielt sårbar for olje. Målsetningen med denne undersøkelsen har vært, ved hjelp av populasjonsmodellering (levedyktighetsmodeller), å gi kvantitative prognoser for bestandsutvikling og sårbarhet til norske lomvibestander (inklusive Bjørnøya), basert på den bestandsovervåkingen som utføres i forbindelse med det Nasjonale Overvåkningsprogrammet for Sjøfugl, Overvåkningsprogrammet for sjøfugl på Svalbard og SEAPOP. Det har vært spesiell fokus på å beregne sårbarhet ved et eventuelt oljeutslipp som vil desimere bestanden ytterligere. Undersøkelsen er i sin helhet finansiert av Norsk Hydro, og vi takker spesielt Steingrim Bosheim og Espen E. Hoell for ett godt samarbeid gjennom prosjektperioden.

Tromsø, mars 2007

Kjell Einar Erikstad  
Prosjektleder



# 1 Innledning

Lomvi (*Uria aalge*) er den største av alkefuglene våre, og den har en sirkumpolar boreo-lav arktisk utbredelse. I Norge finner vi den største forekomsten av hekkende lomvi på Bjørnøya (ca 100 000 par). Den hekker også i spredte kolonier langs vestkysten av Spitsbergen (ca 200 individer). Siden 1960 – tallet er det registrert en betydelig nedgang i hekkebestanden av lomvi langs fastlandskysten, fra 120 – 160 000 par til ca 15 000 par (Barrett *et al.* i manuskript). Mye av denne nedgangen skyldes trolig dødelighet pga overfiske av viktige byttedyrbestander som sild (*Clupea harengus*) og lodde (*Mallotus mallotus*), men drukning i fiskegarn og indirekte effekter av klimaendringer er også mulige årsaker. Bestandene av lomvi overvåkes gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, Overvåkingsprogrammet for sjøfugl på Svalbard og SEAPOP. Foruten Bjørnøya er det fem kolonier; Hornøya, Hjelmsøya, Vedøy (Røst), Sklinna og Runde, som overvåkes årlig (**figur 1**).



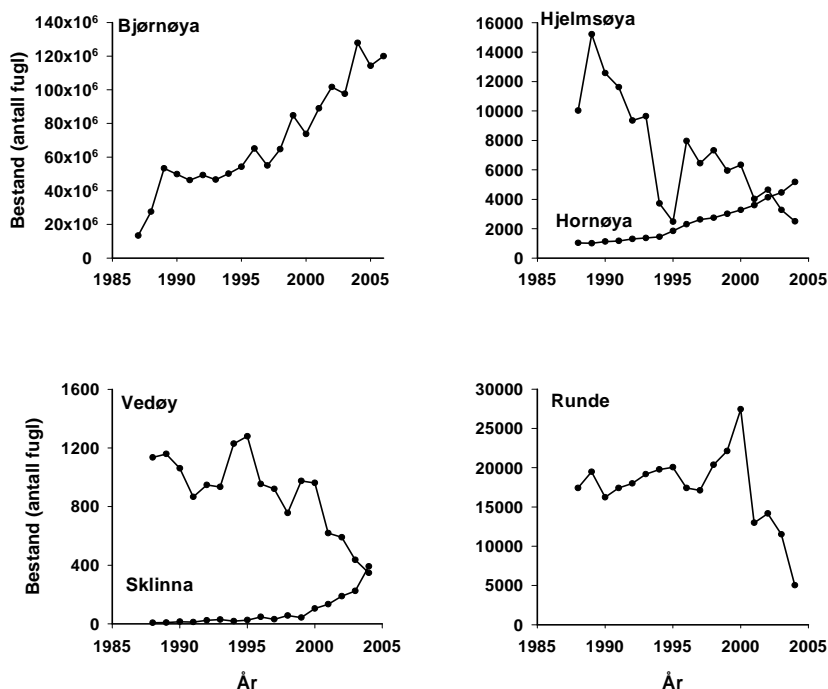
Figur 1 .Norske lomvikolonier hvor en i dag overvåker årlig variasjon i bestandsendringer.

Den største nedgangen i bestanden finner en i de nordnorske koloniene, og da spesielt på Vedøy og Hjelmsøya (Lorentsen 2006). På Hjelmsøya, som har vært den største kolonien på fastlandet er bestanden redusert med 99 % i perioden 1984 til 2006. På Vedøy er hekkebestanden bare 3-4 % av det den var i begynnelsen av 1980-årene, da den allerede var redusert med 72 % siden begynnelsen av 1960-årene (Bakken 1989). Hekkebestanden på Runde i 2006 var bare 10 % av hva den var på begynnelsen av 1980-tallet. Både på Runde og Vedøy har tilbakegangen vært dobbelt så rask de 10 siste årene, som i hele overvåkingsperioden sett under ett. Bestandene både på Hornøya og Bjørnøya har imidlertid vist en klart positiv trend etter et stort sammenbrudd i 1986-87. Bestanden på Hornøya ligger nå 10 % under 1980-nivået, men den har vokst med et snitt på 10.3 % årlig de siste 10 år. Den kraftige tilbakegangen i antall hekkende par fra 1986 til 1987 på Bjørnøya skyldtes en kollaps i loddebestanden i Barentshavet (Vader 1990). Kolonien hadde en betydelig vekst i de to neste

årene, da voksne fugler som hadde stått over en eller flere hekkesesonger vendte tilbake. Etter 1989 har det vært en jevn vekst. I dag er den totale bestanden likevel trolig bare halvparten av hva den var før kollapsen i loddebestanden (Strøm 2006). Kolonien på Sklinna er en noe atypisk koloni, som har vist en kraftig økning i perioden 1983-2006. Bestanden har hatt en veldig høy vekstrate (39 % årlig fra 1997 til 2006), noe som indikerer at økningen nok også skyldes innvandring fra andre kolonier. Til tross for en positiv vekstrate i noen av koloniene, er tilstanden for den nord-norske bestanden av lomvi svært alvorlig og arten er klassifisert som kritisk/truet på den nye norske rødlista (Kålås *et al.* 2006).

Målsetningen med denne undersøkelsen har vært å beregne sårbarhet og gi kvantitative prognoser for utviklingen av lomvibestanden langs norskekysten og på Bjørnøya. Bakgrunnsdata til disse analysene er i all hovedsak hentet fra det Nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og overvåkingsprogrammet for Sjøfugl på Svalbard. Vi har analysert lomvibestander i seks kolonier fra Runde i sør til Bjørnøya i nord hvor bestandstrender har vært overvåket hvert år i perioden fra 1988 til 2004. Som verktøy for disse analysene har vi benyttet levedyktighetsmodellering (se Beissinger & McCullough 2002 og Morris & Doak 2002 for en oversikt). Sistnevnte kilde definerer levedyktige populasjoner som: "populasjoner som har en rimelig lav sannsynlighet for å dø ut før et gitt antall år." Denne type analyser beregner sannsynligheten for at en bestand i løpet av et gitt tidsrom skal reduseres til et forutbestemt nivå eller dø ut. Dermed vil en være i stand til å forutsi utviklingen til bestanden i de kommende år og gi en objektiv vurdering av hvor truet den er.

I Norge har slike analyser vært lite benyttet. Til sammenligning er det i USA påbudt ved lov å bruke denne type analyseverktøy for å kunne gi arter/populasjoner status som sårbare eller ikke. For valg av modeller og simuleringer har vi i stor grad fulgt prosedyrer oppsummert av Morris & Doak (2002).



Figur 2. Bestandsendringer i seks lomvikolonier langs norskekysten og på Bjørnøya (se figur 1). Merk at skalaen på y-aksen er forskjellig på de ulike grafene.

## 2 Populasjonsmodell

Tidsseriedataene som er tilgjengelige for lomvi er såkalte tellebaserte ("count based") data, hvor antall individer i utvalgte prøveflater som dekker en begrenset del av den totale bestanden i hver enkelt koloni, er opptalt over en rekke påfølgende år. Vi har gjort analyser med utgangspunkt i variasjon i antall individer observert i perioden 1988-2004, for så å beregne sannsynligheten for at en bestand skal dø ut i løpet av et gitt tidsrom inn i framtida. Vi har også beregnet tida det tar før bestanden dør ut og simulert betydningen av en plutselig bestandsreduksjon (halvering av bestandene i første tidssteg) for å kunne si noe om sårbarhet til enkeltkolonier i forhold til et eventuelt oljesøl. Som definisjon for utdøing har vi satt en terskel på 30 par. Dvs. at når bestanden når en nedre terskel ("quasi extinction threshold") på 30 par så betraktes det som lite sannsynlig at den kan overleve. Valget av en terskel på 30 par er også gjort for å begrense den betydningen demografisk variasjon har på tiden for utdøing. Demografisk variasjon er den tidvise variasjonen i populasjonens vekst, drevet av variasjonen i "skjebnen" til hvert individ for hvert år. For å kunne måle hvilken effekt den demografiske variasjonen har, trenger en data på reproduksjon og overlevelse på individnivå. Det fins i dag ikke tilstrekkelig med slike data for å beregne denne variasjonen på noen god måte for norske lomvibestander. Demografisk variasjon avhenger sterkt av størrelsen til populasjonen. I store populasjoner vil den ha liten eller ingen betydning, mens den kan ha stor effekt på små populasjoner og hurtig drive bestanden til utdøing.

Den vitale raten som benyttes i telle-baserte modeller er bestandenes vekstrate ( $\mu$ ) og variasjon i vekstrate ( $\sigma^2$ ) med konfidensintervaller og bestandsstørrelsen i siste tidssteg.

### 2.1 Beregning av bestandens vekstrate ( $\mu$ ) og variasjon i vekstrate ( $\sigma^2$ )

For å kunne beregne vekstraten ( $\mu$ ) og variasjon i vekstraten ( $\sigma^2$ ), bruker en variasjon i antall fugl ( $N$ , log skalert) fra ett år til det neste. For eksempel, i tidsintervallet  $t_i - t_{i+1}$  vil denne endringen være:

$$\log N_{i+1} - \log N_i = \log ( N_{i+1} / N_i ) = \log \lambda_i \quad (1)$$

Dersom tellingene er gjort årlig, som er tilfellet i dette studiet, beregnes her henholdsvis  $\mu$  og  $\sigma^2$  som det aritmetiske gjennomsnittet og utvalgs variansen av  $\log (N_{i+1} / N_i)$ ,

$$\hat{\mu} = \frac{1}{q} \sum_{i=1}^{q-1} \log (N_{i+1} / N_i) \quad (2)$$

$$\hat{\sigma}^2 = \frac{1}{q-1} \sum_{i=0}^{q-1} ( \log ( N_{i+1} / N_i ) - \hat{\mu} )^2 \quad (3)$$

$q$  er antall årlige tellinger

Beregning av øvre og nedre konfidensintervall (95%) for  $\mu$  kan enten gjøres ved å beregne konfidensintervall rundt vinkelkoeffisienten i en regresjonsanalyse mellom vekstrate og år, eller på følgende måte (se Morris & Doak 2002):

$$(\hat{\mu} - t_{\alpha, q-1} SE(\hat{\mu}), \hat{\mu} + t_{\alpha, q-1} SE(\hat{\mu})) \quad (4)$$

hvor SE er standard feil av gjennomsnittlig vekstrate og hvor t er den kritiske verdien fra en tohalet student-t fordeling ( $\alpha=0.05$ ) med q-1 frihetsgrader. Tilsvarende beregner en nedre og øvre konfidensintervall for  $\sigma^2$ ;

$$\left( (q-1) \sigma^2 / \chi_{0.05, q-1}^2, (q-1) \sigma^2 / \chi_{0.95, q-1}^2 \right) \quad (5)$$

hvor q-1 er antall frihetsgrader og hvor  $\chi_{0.05}^2$  og  $\chi_{0.95}^2$  er kritisk verdi under en chi-square fordeling.

Estimatene for vekstrate  $\mu$  og  $\sigma^2$  med konfidensintervaller, samt estimater for den totale bestandsstørrelsen i 2004 som input til modellene, er gitt i **tabell 1**.

*Tabell 1. Beregninger av vekstrate, variasjon i vekstrate [med konfidensintervall, CI] og estimert hekkebestand i 2004 for 6 lomvikolonier som er benyttet i analysene av levedyktighet. For detaljer se tekst. Data på bestandsendringer er hentet fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Alle koloniene ble overvåket årlig i en periode fra 1988 til 2004.*

Koloni	Gjennomsnittlig vekstrate ( $\mu$ ) [CI]	Varians i vekstrate ( $\sigma^2$ ) [CI]	Hekkebestand
Bjørnøya	0.082 [0.027, 0.137]	0.107 [0.067, 0.206]	72000
Hornøya	0.100 [0.071, 0.129]	0.142 [0.079, 0.286]	3100
Hjelmsøya	-0.060 [-0.261, 0.133]	0.062 [0.037, 0.124]	3100
Vedøy	-0.070 [-0.112, 0.119]	0.074 [0.042, 0.163]	139
Sklinna	0.308 [0.097, 0.518]	1,334 [0.809, 2.672]	391
Runde	-0.073 [-0.204, 0.058]	0.085 [0.051, 0.171]	3000

## 2.2 Beregning av raten for utdøing

Vi har beregnet sannsynligheten for at en bestand skal nå en nedre terskel på 30 par før eller etter et gitt antall år inn i framtida. Til dette har vi benyttet oss av den kumulative fordelingsfunksjon ("cumulative distribution function", CDF). Denne metoden gir en visualisering av risikoen for utdøing og beregner hvordan raten øker inn i framtida.

Utgangspunktet for CDF er en diffusjonstilnærming (se Cox & Miller 1965 og Lande & Orzack 1988 for detaljer). Ved å bruke en slik diffusjonstilnærming, vil sannsynligheten for å nå en nedre definert terskel i bestanden i et lite tidssegment som begynner med t, bli gitt med den såkalte "inverse Gaussian distribution":

$$g(t | \mu, \sigma^2, d) = \frac{d}{\sqrt{2\pi\sigma^2 t^3}} \exp\left[-\frac{(d + \mu t)^2}{2\sigma^2 t}\right] \quad (6)$$

Hvor  $d = \log N_c - \log N_x$  er forskjellen mellom log nåværende bestandsstørrelse,  $N_c$ , og log "extinction threshold",  $N_x$ .  $g(t | \mu, \sigma^2, d)$  betyr at verdien av g ved tiden t avhenger av verdiene til  $\mu$ ,  $\sigma^2$  og d.

Denne "inverse Gaussian distribution" gir sannsynligheten for at "quasi-extinction" vil opptre i et veldig lite tidssegment. For å kalkulere sannsynligheten for at denne terskelen blir ved nådd en eller annen tid mellom nåtid ( $t$ ) og en fremtidig gitt tid ( $t=T$ ), summerer vi opp alle disse små tidsintervallene. Resultatet blir den "cumulative distribution function" (CDF) for tiden til ekstinksjon;

$$G(T | d, \mu, \sigma^2) = \Phi\left(\frac{-d - \mu T}{\sqrt{\sigma^2 T}}\right) + \exp(-2 \mu d / \sigma^2) \Phi\left(\frac{-d + \mu T}{\sqrt{\sigma^2 T}}\right) \quad (7)$$

$\Phi$  er her "standard normal cumulative distribution function";

$$\Phi(z) = \left(1/\sqrt{2\pi}\right) \int_{-\infty}^z \exp(-y^2/2) dy \quad (8)$$

som vil si arealet fra  $-\infty$  til  $z$  under en normal kurve med et gjennomsnitt på null og en varians på 1.

Sannsynligheten for å nå "quasi-extinction threshold" øker ettersom  $T$  (en gitt tidshorisont) blir flyttet lengre inn i framtiden. Dersom  $\mu$  er sterkt negativ, øker sannsynligheten for utdøing hurtig med tiden, og når raskt en verdi nær 1. Dersom  $T$  er i nær framtid, vil også en økning i variasjonen i vekstrate ( $\sigma^2$ ) øke sannsynligheten for utdøing før  $T$  blir nådd. Positive verdier av  $\mu$ , gjør at sannsynligheten for utdøing øker sakte med tiden og vil eventuelt aldri nå 1. Når  $\sigma^2$  øker vil imidlertid sannsynligheten for å nå utdøing også øke. Negative verdier av  $\mu$ , vil alltid føre til at en når utdøing. En økning eller reduksjon i variansen vil ikke påvirke sannsynligheten for å nå utdøing, men kun den tida det tar.

## 2.3 Beregning av antall år til utdøing

For å beregne antall år det tar før en bestand dør ut (definert som en nedre terskel på 30 par) har vi brukt "The Ceiling model" (for detaljer se Lande 1993, Foley 1994, Middleton *et al.* 1995).

$$N_{t+1} = \begin{cases} \lambda_t N_t & \text{if } \lambda_t N_t \leq K \\ K & \text{if } \lambda_t N_t > K \end{cases} \quad (9)$$

Hvor  $N_t$  er bestandsstørrelsen i år  $t$ , og bestandens vekstrate er  $\lambda_t$ . Parameteren  $K$  er bærenivået når vekstraten avtar og når en terskelverdi ("the population ceiling"). Vekstraten vil være tetthetsuavhengig så lenge bestandsstørrelsen er under denne terskelen. Fordelen med denne modellen er at det fra en hvilken som helst utgangsbestand er mulig å beregne den gjennomsnittlige tiden det tar til utdøing (30 par). Siden årlig variasjon i vekstrate er tetthetsuavhengig for alle koloniene i dette studiet, har vi beregnet gjennomsnittlig antall år til utdøing for utgangsbestander som er lavere enn den  $K$  vi definerer. Dette gir en "diffusjonstilnærming", med et uttrykk for den gjennomsnittlige tiden det tar for at bestanden når en nedre terskel på 30 par ( $N_x$ ) fra en nåværende bestandsstørrelse ( $N_c$ ):

$$\bar{T} = \frac{1}{2 \mu c} \left[ e^{2 c k} \left( 1 - e^{-2 c d} \right) - 2 c d \right] \quad (10)$$

Hvor  $c = \mu / \sigma^2$ , dvs. forholdet mellom den gjennomsnittlige vekstraten og variansen til vekstraten.  $d = \log (N_c / N_x)$  og angir avstanden mellom den nåværende bestandsstørrelsen og "quasi-extinction threshold", og  $k = \log (K / N_x)$ , som er avstanden mellom K og "quasi-extinction threshold"  $N_x$ .

For å simulere effekter av eventuelle oljesøl har vi beregnet effekten av en reduksjon av dagens bestand. Denne effekten er testet både i forhold til sannsynligheten for at bestanden skal dø ut innenfor et gitt antall år, og også tida det tar før bestanden eventuelt dør ut.

## 2.4 Korrigering av observasjonsfeil

Miljøvariasjon, demografisk variasjon, utvalgsfeil og observasjonsfeil er alle faktorer som kan påvirke estimatene av  $\mu$  og  $\sigma^2$ , og dermed også påliteligheten av sannsynligheten for utdøing, og også den tida det tar før bestanden eventuelt dør ut. Miljøvariasjon er gitt av  $\mu$  og  $\sigma^2$  og inngår i grunnlaget for beregningene. Effekten av demografisk variasjon har vi tatt høyde for ved å sette en nedre terskel på 30 par (demografisk variasjon har størst effekt ved veldig små populasjoner).

Prosedyrer for å beregne variasjon i antall fugl i de forskjellige koloniene fra år til år gjøres ved å legge ut prøvefelt (med unntak av Sklinna hvor hele kolonien telles). Dvs. at en teller en andel av hele populasjonen. I hvilken grad dette er representativt for hele koloniene kjenner en ikke til, og gjør at en eventuell sampling feil derfor ikke er mulig å korrigere for her.

De enkelte prøvefeltene blir talt minst 5 ganger, med korte tidsintervaller. Variasjonen i antall fugl fra år til år er så beregnet ved å ta gjennomsnittet av disse tellingene. For å beregne effekten av observasjonsfeil er det mulig å bruke alle disse 7 tellingene for å korrigere for antall fugl som til en hver tid er tilstede, og eventuelle feil ved at noen fugl blir oversett, eller at noen blir talt flere ganger.

Vi gjør oss nytte av den informasjonen som ligger i variansen mellom tellinger innad i år for å korrigere  $\hat{\sigma}^2$  for utvalg variasjon. Hvis vi tar for oss et enkelt intervall mellom måling t og t+1, vil vårt estimat av log populasjonens vekstrate i det intervallet være:

$$\log \lambda_t = \log \left( \bar{N}_{t+1} / \bar{N}_t \right) \quad (11)$$

Fordi  $\log \lambda_t$  er en funksjon av utvalg gjennomsnittet, kan vi uttrykke variansen i  $\log \lambda_t$  som en funksjon av utvalg variansen av disse to gjennomsnittene:

$$\text{Var}(\log \lambda_t) \approx \left( \frac{\partial \log \lambda_t}{\partial \bar{N}_t} \right)^2 \text{Var}(\bar{N}_t) + \left( \frac{\partial \log \lambda_t}{\partial \bar{N}_{t+1}} \right)^2 \text{Var}(\bar{N}_{t+1}) = \frac{\text{Var}(\bar{N}_t)}{\bar{N}_t^2} + \frac{\text{Var}(\bar{N}_{t+1})}{\bar{N}_{t+1}^2} \quad (12)$$

Fordi  $\bar{N}_t$  og  $\bar{N}_{t+1}$  er gjennomsnitt mellom utvalgene, så er variansen tilnærmet ("Central limit Theorem");

$$\text{Var}(\bar{N}_t) = s_t^2 / n_t \quad (13)$$

Hvor  $s_t$  er standard avvik til  $n_t$  sample tellinger, brukt for å beregne  $\bar{N}_t$ .

Bruker nå dette resultatet for alle tellingene:

$$\overline{\text{Var}(\log \lambda)} = \frac{1}{q} \sum_{t=1}^q \left[ \frac{s_t^2}{n_t \bar{N}_t^2} + \frac{s_{t+1}^2}{n_{t+1} \bar{N}_{t+1}^2} \right] \quad (14)$$

Dersom en nå subtraherer denne komponenten fra "raw" estimatene til  $\sigma^2$  (basert på gjennomsnittet og gitt i **tabell 1**), får vi et estimat av miljøvariasjonen av  $\log \lambda$  korrigert for utvalg variasjonen i  $\bar{N}_t$ :

$$\sigma_{\text{corr}}^2 = \hat{\sigma}^2 - \overline{\text{Var}(\log \lambda)} \quad (15)$$

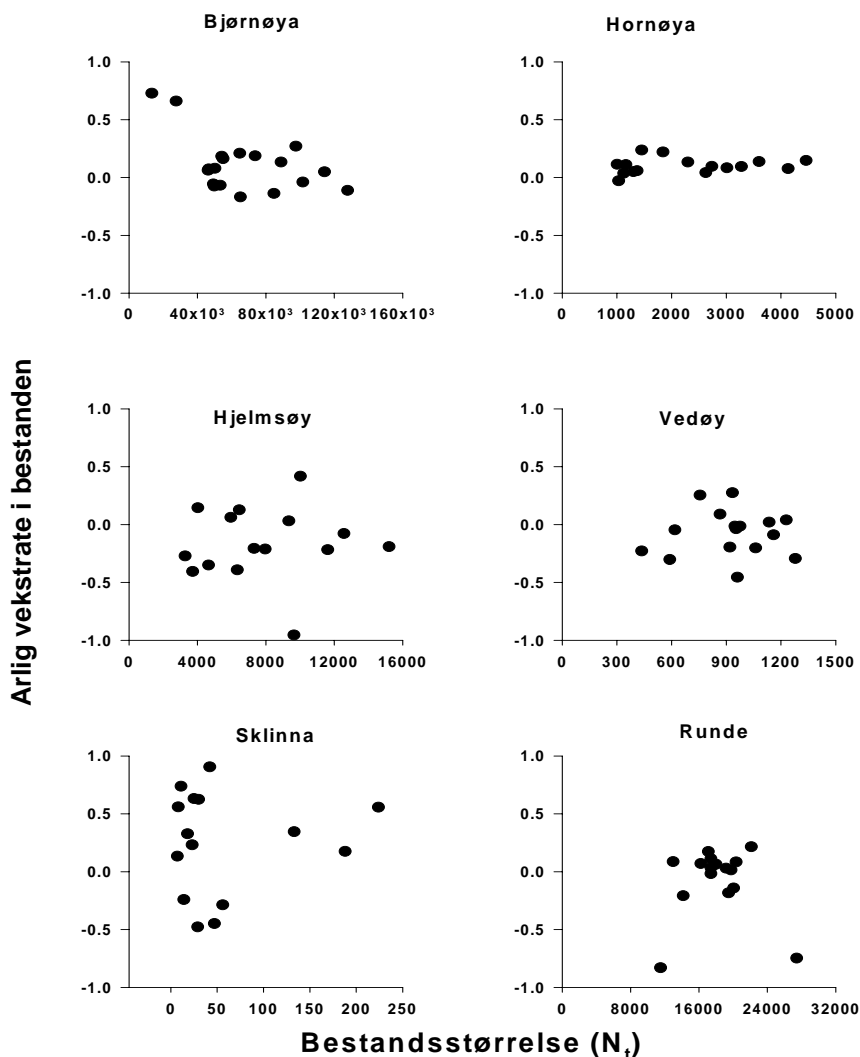
Vi har testet effekten av observasjonsfeil for en av koloniene (Hornøya). Estimatet av  $\hat{\sigma}^2$  basert på gjennomsnittet av alle tellingene (10 tellinger) er 0.142 (**tabell 1**). Den korrigerede verdien av  $\sigma^2$  er 0.0302. Dvs. at variansen i vekstrate i denne kolonien blir betydelig redusert hvis en tar høyde for variasjonen mellom tellingene. Vi har ikke gjort en tilsvarende analyse for de andre koloniene, men det er åpenbart at gjennomsnittlig variasjon i vekstrate på Hornøya (og også Bjørnøya) er mye mindre enn variasjonen i de andre koloniene (se **figur 3**). For å teste betydningen av varians i  $\sigma^2$  for sjansen for utdøing i alle koloniene har vi simulert ulike verdier av varians i modellene.

## 2.5 Forutsetninger for å benytte CDF

Det er to viktige forutsetninger for å bruke enkle tellingsbaserte CDF modeller som vi har benyttet her. Disse er tetthetsuavhengighet og ingen autokorrelasjon i vekstrater.

### *Tetthetsavhengighet/tetthetsuavhengighet i vekstrater*

En viktig forutsetning for valg av modeller for å beskrive vekstraten ( $r$ ) i bestanden er om vekstraten endrer seg med bestandsstørrelsen eller ikke. Det er i hovedsak 3 ulike modeller som kan beskrive sammenhengen mellom vekstrate og bestandsstørrelse; 1) Tetthetsuavhengig modell,  $\log(N_{t+1}/N_t) = r$  og 2) tetthetsavhengig modell hvor vekstraten avtar lineært med økende bestandsstørrelse (Ricker modell),  $\log(N_{t+1}/N_t) = r(1-N_t/K)$  og en negativ tetthetsavhengig modell hvor formen på tetthetsavhengigheten en varierer fra konkav til konveks (theta logistisk modell),  $\log(N_{t+1}/N_t) = r[1-N_t/K]^\theta$  hvor  $K$  er terskelverdien og  $\theta$  (theta) er formen på tetthetsammenhengen. I **figur 3** har vi plottet årlig vekstrate mot bestandsstørrelsen. I fem av koloniene er det ingen trend (Pearson korrelasjonskoeffisient varierer mellom 0.003-0.02,  $P > 0.35$ ). For Bjørnøya er det imidlertid en trend at vekstraten varierer negativt med populasjonsstørrelsen ( $R^2 = 0.26$ ,  $P = 0.03$ ). Dette skyldes imidlertid kun de to første årene (1988 og 1989) hvor bestanden var svært liten etter bestandskrakket i 1986/1987. Bestanden økte da voldsomt. Mest sannsynlig skyldes dette tidligere etablerte hekkefugler som fortsatt var i live men unnlot å hekke i de første 1-2 årene etter krakket, som så vendte tilbake igjen (H. Strøm pers. obs.) for å hekke. Disse to årene er derfor å betrakte som ekstremår. Når disse to årene utelates i analysene av levedyktighet for denne bestanden er der ingen sammenheng mellom vekstrate og bestandstørrelse ( $R^2 = 0.009$ ,  $P = 0.73$ ). Vi har også testet for de ulike modellene, og en tetthetsuavhengig modell er den som har den beste forklaringsverdien på sammenhengen mellom vekstrate og bestandstørrelse.



Figur 3. Sammenhengen mellom årlige vekstrater ( $\log N_{(t+1)}/N_t$ ) og bestandstørrelsen i 6 lompvikolonier

### Autokorrelasjoner i vekstrater

En annen viktig forutsetning for å bruke CDF, som gitt i ligning 7, er at vekstratene i påfølgende år i de ulike bestandene er uavhengig av hverandre. Eksempelvis hvis det er positive sammenhenger mellom vekstrater i påfølgende år, eller alternativt at det er negative sammenhenger mellom vekstrater i påfølgende år (dvs. at gode og/eller dårlige år forekommer i sekvenser etter hverandre) vil dette kunne gi underpessimistiske eller overpessimistiske estimater av sannsynlighet for utdøing. Vi har testet for autokorrelasjon i vekstrater på to måter. Vi har brukt en førsteordens autokorrelasjon i en regresjonsanalyse for



*Tabell 2. Test for førsteordens autokorrelasjon i årlige vekstrater i ulike kolonier. N =antall år. Durbin-Watson test er brukt for å teste signifikans. Kritisk verdi for testobservatoren (d) er 2.2 for et signifikansnivå på 0.05.*

Koloni	Auto Korrelasjon	N	Durbin-Watson (d)
Bjørnøya	-0.169	16	1.297
Hornøya	0.135	16	1.451
Hjelmsøya	-0.211	16	2.330
Vedøy	-0.022	16	1.989
Sklinna	-0.267	16	2.508
Runde	-0.085	16	1.728

*Tabell 3. Test for autokorrelasjoner ("white noise") i årlige vekstrater i de ulike koloniene, beregnet over tidsintervaller fra 1 til 6 år.*

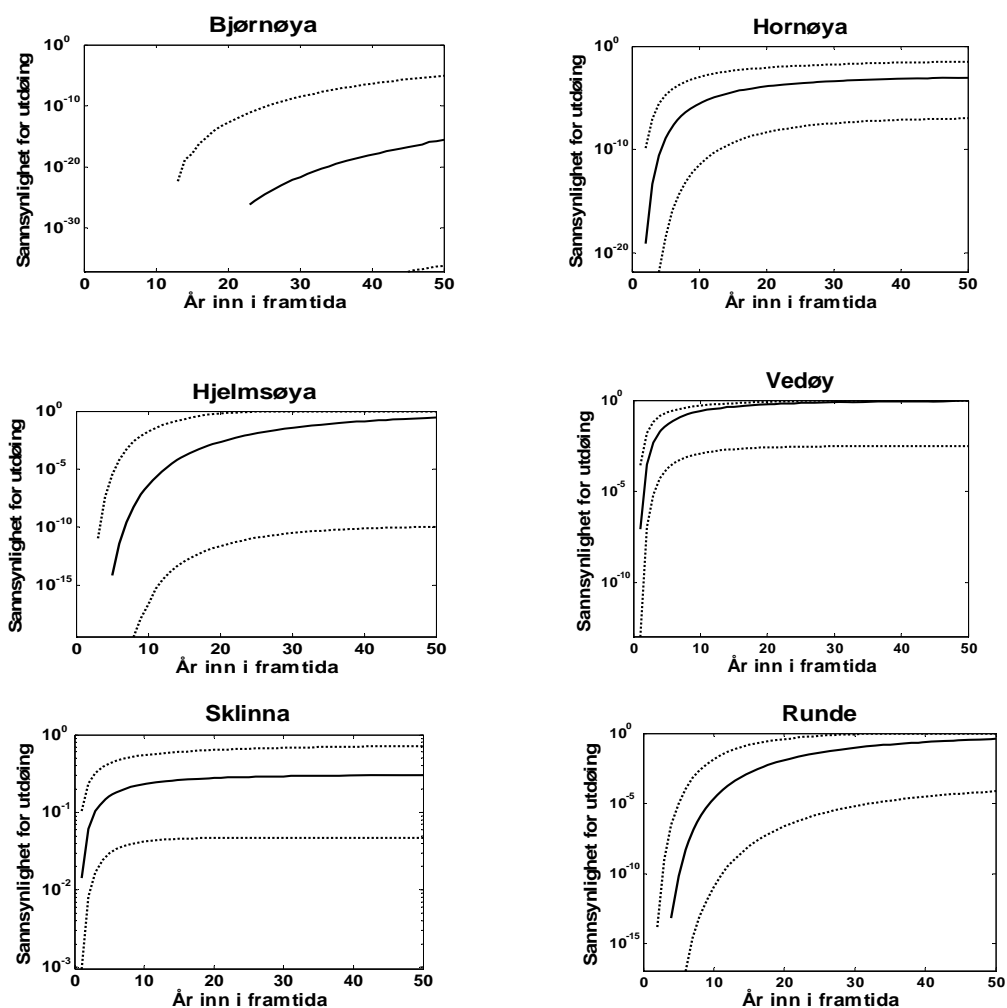
Parameter/ Koloni	Autokorrelasjon (intervall, år)								
	$\chi^2$	df	P	1	2	3	4	5	6
Bjørnøya	2.24	6	0.89	-0.17	-0.17	0.03	-0.17	-0.61	0.031
Hornøya	3.61	6	0.73	0.14	-0.01	-0.21	-0.10	0.04	-0.26
Hjelmsøya	3.07	6	0.80	-0.21	-0.17	-0.03	0.03	-0.24	-0.03
Vedøy	6.47	6	0.37	-0.02	-0.07	0.01	-0.28	0.41	-0.02
Sklinna	3.09	6	0.80	-0.27	-0.06	0.19	-0.13	0.04	0.12
Runde	2.74	6	0.84	-0.09	0.02	0.28	-0.14	-0.01	-0.11

hver av koloniene (**tabell 2**). Denne testen gir liten sannsynlighet for at det er noen autokorrelasjon av betydning i vekstrater. Det er marginale verdier for Vedøy og Sklinna. I en tidsserieanalyse (Arima) har vi også testet for autokorrelasjoner mellom årlige vekstrater over tidsintervaller fra 1 til 6 år (**tabell 3**). Denne analysen avdekker ingen signifikant autokorrelasjon over disse tidsintervallene. Vi har derfor valgt å ikke korrigere for autokorrelasjoner i analysene hvor vi beregner sannsynlighet og tid for utdøing.

Alle analysene for å beregne input til modellene er gjort i statistikkpakken SAS og modellene er kjørt i analysepakken MATLAB. Vi har fulgt prosedyrene oppsummert i Morris & Doak (2002), og omskrevet/tilpasset programmer for lomvidataene presentert her.

### 3 Resultater

Sårbarheten til lomvi i de seks koloniene som er analysert er svært forskjellig. Koloniene Hjelmsøya, Vedøy og Runde har alle negative vekstrater. Spesielt er situasjonen for Vedøy kritisk. Allerede etter 16 år er det 50 % sannsynlighet for at denne bestanden skal dø ut (nå en nedre terskel på 30 par) med den bestandstrenden en har hatt siden 1988. For Hjelmsøya og Runde er tilsvarende tall henholdsvis 65 og 56 år (**figur 4**). Konfidensintervallene (95 %) er imidlertid svært store slik at de mest pessimistiske estimatene for disse tre koloniene med hensyn på en 50 % sannsynlighet for utdøing, er henholdsvis 10, 18 og 22 år. I et 50-årsperspektiv vil alle disse tre bestandene nå en tilnærmet 100 % sannsynlighet for å dø ut (**figur 4**). Bestandene på Bjørnøya, Hornøya og Sklinna har alle positive vekstrater. Selv om variasjon i årlig vekstrate er stor (spesielt på Sklinna) så er sårbarheten til disse bestandene ganske lav. Eksempelvis er det etter 50 år ikke mer enn 30 prosent sjanse for at bestanden skal dø ut for Sklinna. Mens for Bjørnøya og Hornøya er sannsynligheten for å dø ut tilnærmet lik null i løpet av de nærmeste 50 år.



Figur 4. Den kumulative sannsynligheten (heltrukken linje), med konfidensintervall (95 %) (stiplede linjer), for at seks kolonier av lomvi (Bjørnøya, Hornøya, Hjelmsøya, Vedøy, Sklinna og Runde) skal dø ut før eller ved en gitt tid i framtiden. Terskelen for at en bestand skal regnes som utdødd er satt til 30 individer. Konfidensintervall er estimert ved "bootstrapping" (500 ganger).

Ved å simulere en halvering av bestanden vil sjansen for at bestanden dør ut økes ytterligere. For Vedøy vil dette ha en dramatisk effekt. Sannsynligheten for å dø ut passerer 50 % allerede før det er gått 8 år, og etter 27 år er det mer enn 90 % sjanse for at bestanden dør ut. For Hjelmsøya og Runde vil effekten ikke være like stor, men en halvering av bestanden gir et estimat på henholdsvis 10 og 20 % sannsynlighet for å dø ut etter 30 år. Etter 100 år er sjansen større enn 90 og 93 % for at bestanden er utdødd.

Samtidig som vi har halvert bestanden har vi også halvert variasjonen i vekstrate ( $\sigma^2$ ). Variasjon i vekstrate (gitt i **tabell 1**) er sannsynligvis et overestimat. Som vist for Hornøya, så vil en korreksjon av observasjonsfeil redusere variansen, og det er mest sannsynlig en for stor variasjon i antall fugl som observeres i ulike år i forhold til hvor mange som til en hver tid er i live (se diskusjon for flere detaljer).

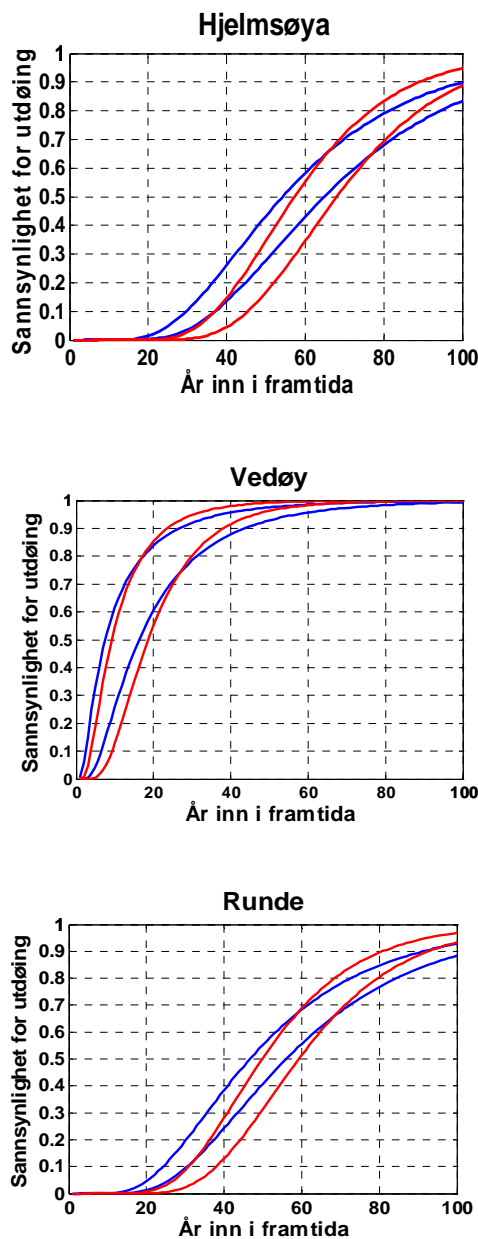
For de tre koloniene med negativ vekstrate så har imidlertid en reduksjon i variansen i vekstrate liten effekt på sannsynligheten for at bestanden skal dø ut til enhver tid inn i framtida (**figur 5**). Dette har nok sammenheng med en relativt liten bestandsstørrelse og en sterk negativ vekstrate.

Estimat av tida til utdøing i år, med dagens hekkebestand, for de tre koloniene Hjelmsøya, Vedøy og Runde er henholdsvis 124, 70 og 109 år. (**figur 6**). Vedøy er den kolonien med lavest levedyktighet, og en ytterligere reduksjon i bestandsstørrelsen her, f.eks. som følge av et eventuelt oljesøl, vil være kritisk. Bestandene på Hjelmsøya og Runde er noe mindre sårbare for en slik reduksjon i bestandsstørrelsen (**figur 6**).

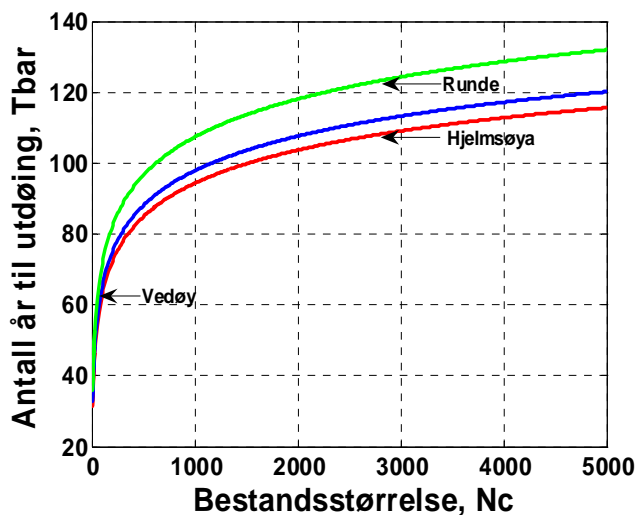
Bestanden på Vedøy er den mest sårbare, og uten en endring til positive vekstrater vil bestanden ha små sjanser for å overleve. **Figur 7** viser ulike utfall for sannsynlighet for utdøing for Vedøy-bestanden i forhold til bestandens størrelse. Selv en dobling av bestanden vil gi små muligheter for at den skal overleve. Selv ved en dobling av bestanden er sannsynligheten for at den skal dø ut i løpet av 50 år fremdeles mer enn 50 %. Det er også tydelig at med de vekstratene bestanden har erfart de siste par tiårene vil en økning i bestandsstørrelsen ha liten effekt på levedyktigheten (**figur 7**). En ytterligere reduksjon i bestandsstørrelsen vil imidlertid ha stor effekt og hurtig drive denne bestanden mot utdøing.



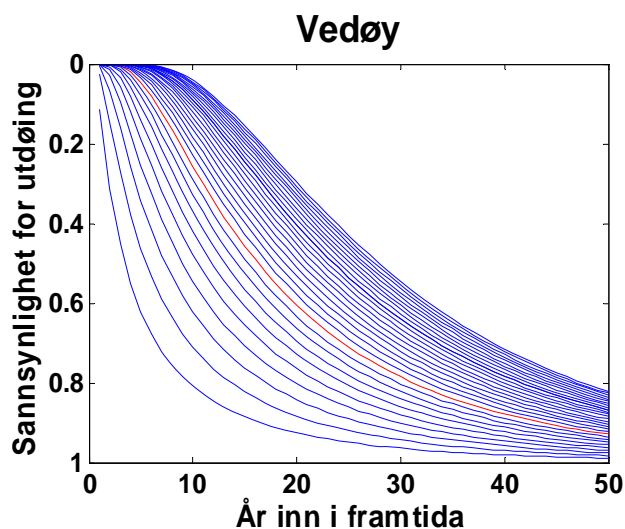
*Lomvian i nord Norge er sterkt avhengig av pelagiske fiskebestander som lodde, tobis og sild for å overleve. Foto: Tone Kristin Reiertsen*



Figur 5. Den kumulative sannsynligheten for utdøing av lomvi i tre kolonier (Hjelmsøya, Vedøy og Runde) simulert for 100 år inn i framtida. Blå linjer angir sannsynligheten basert på dagens bestand (nedre linje) og en halvering av bestanden (øvre linje), gitt at vekstrate ( $\mu$ ) og variasjon i vekstrate ( $\sigma^2$ ) er som angitt i tabell 1. Røde linjer angir sannsynligheten for utdøing dersom variasjon i vekstraten halveres (nedre linje) eller bestandens størrelse blir halvert (øvre linje). Alle linjene angir beste modell uten konfidensintervall.



Figur 6. Beregnet antall år til utdøing (nedre terskelverdi på 30 par) for tre lomvikolonier (Vedøy, Hjelmsøya og Runde) i forhold til bestandstørrelsen. Pilen for ulike bestander angir dagens hekkebestand og viser således noe av forskjellen i sårbarhet når bestanden reduseres ytterligere. Vedøy har i dag en så liten hekkebestand at kolonien er ekstremt sårbar for ytterligere bestandsreduksjoner. Bestandene på Runde og Hjelmsøya vil imidlertid ikke være like sårbare for en bestandsreduksjon.



Figur 7. Den kumulative sannsynligheten for at bestanden på Vedøy skal dø ut før eller ved et gitt tidspunkt, når man endrer bestandstørrelsen. Rød linje angir dagens bestand (140 par). Blå linjer angir simuleringer hvor bestandstørrelsen suksessivt er øket eller redusert med 10 par til en øvre grense på 339 par og en nedre grense på 49 par. Alle simuleringene er gjort med de estimerte verdier for årlig vekstrate og variasjon i årlig vekstrate som er angitt i tabell 1.

## 4 Diskusjon

Bestandssituasjonen til de 6 lomvikoloniene som er analysert er svært forskjellig. Koloniene Hjelmsøya, Runde og Vedøy har alle en gjennomsnittlig negativ vekstrate for perioden 1988 til og med 2004. Spesielt sårbar er kolonien på Vedøy som har en 50 % sannsynlighet for å dø ut allerede etter 16 år. Den internasjonale naturvernorganisasjonen (IUCN) har satt kriterier for å definere bestander/arters sårbarhet, og en definisjon som brukes for å klassifisere bestander som kritisk truet (CR) er at det er 50 % sannsynlighet for at bestanden skal dø ut i løpet av tre generasjoner (IUCN 2001). Generasjonstida for lomvi er beregnet til ca 16 år, dvs. at tre generasjoner tilsvarer ca 50 år. Beregningene viser at bestanden på Vedøy når denne terskelrisikoen allerede etter én generasjon og utvilsomt er kritisk truet. De to andre bestandene som også har negativ vekstrate, Hjelmsøya og Runde, når 50 % sjanse for utdøing etter henholdsvis 65 og 56 år. En halvering av bestanden f.eks ved et oljesøl, vil redusere denne tida med ca 20 % til henholdsvis 54 og 47 år.

Koloniene Bjørnøya, Hornøya og Sklinna har alle positive vekstrater og disse bestandene er mindre sårbare. For Hornøya og Bjørnøya er det svært liten sannsynlighet for at bestandene skal dø ut i løpet av de første 50 årene selv med en halvering av dagens bestand ( $< 0.01\%$ ). Kolonien på Sklinna er spesiell med en veldig stor vekstrate. Det er imidlertid også den kolonien som har størst variasjon i vekstrate, som gjør at den til tross for den høye vekstraten når en sannsynlighet for utdøing på 30 % etter 50 år. Ved en halvering av bestanden øker denne risikoen til 40 %. Sammenlignet med de andre koloniene er denne kolonien nyetablert rundt 1980 og mest sannsynlig skyldes den høye vekstraten, og også variasjonen i vekstrate, innvandring av lomvi fra andre kolonier, uten at dette kan verifiseres her. En halvering av variansen i vekstrate, hvor en bruker de opprinnelige verdiene for vekstrate og bestandsstørrelse, gir et estimat på 12 % sjanse for utdøing etter 50 år.

### 4.1 Usikkerhet i estimatene

Årlige tellinger av lomvi i de ulike koloniene gjøres i et antall prøvefelt og som igjen telles opp til sju ganger med få dagers mellomrom. Unntak her er Vedøy hvor tre store fjellsider som har ca 50 % av totalbestanden telles årlig (minst 7 ganger). På Sklinna hekker lomvi i steinurer som gjør det vanskelig å telle antall fugl tilstede. Som estimat på bestanden telles derfor antall egg. Dette betyr at estimatet på årlig variasjon i bestanden er en funksjon av både hekkebestand og leggesuksess, som sannsynligvis gjør at variasjonen i estimatet for hekkebestanden blir kunstig stor.

Et annet forhold som gjør estimatene for både vekstrate og variasjon i vekstrate usikre, er at lomvien har tatt i bruk nye hekkehabitat i enkelte kolonier. Tradisjonelt hekker den på åpne hyller, men i koloniene på Vedøy og Hjelmsøya er det påvist at en stadig større andel av bestanden hekker i steinurer (slik som på Sklinna), noe som gjør det svært vanskelig å få gode tall for hekkebestanden (Anker-Nilssen & Aarvak 2006, G.H. Systad pers. medd.). Årsaken til dette skiftet i habitatvalg er mest sannsynlig forstyrrelse og/ eller predasjon fra havørn. Etter at havørna ble fredet i 1968 har havørnbestanden økt betydelig, noe som påvirker bestandsutviklingen til flere sjøfuglarter negativt (Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Dette øker variasjon i vekstrate fra år til år (Anker-Nilssen & Aarvak 2006), og kan gi store usikkerheter i estimatene.

Alle faktorene som er nevnt over vil gi usikkerhet i estimatene av sannsynlighet for utdøing og hvor lang tid utdøing eventuelt tar. Det er imidlertid liten tvil om at tre bestander, Hjelmsøya, Vedøy og Runde, har sterkt negative trender og at situasjonen for Vedøy er mest kritisk. To kolonier (Hornøya og Bjørnøya) har en sterk bestandsøkning og kan klassifiseres som mindre

sårbare i forhold til utdøing. Vi testet for observasjonsfeil i en av koloniene (Hornøya), for å se hvilken effekt dette kan ha på variasjon i vekstrate og hvordan det dermed kan påvirke bestandsprognosene. Ved å korrigere for observasjonsfeil halverer en variansen i vekstrate for denne kolonien, men effekten av endret varians for prognoseresultatene er imidlertid liten i alle de tre koloniene med negativ vekstrate.

For å forbedre prognosene ved bruk av tellingsbaserte PVA-analyser for lomvi er det viktig at en fokuserer på følgende punkter for å forbedre estimatene:

1. En forutsetning for PVA analyser er at en har et pålitelig estimat for totalbestanden i hver enkelt koloni. Det er også nødvendig at en tester for eventuelle utvalgsfeil i forbindelse med overvåkingen av bestandstrender. I de fleste koloniene teller en et utvalg av prøvefelt som til sammen skal gi et realistisk bilde av bestandsvariasjonen. Så langt er det ingen som har testet i hvilken grad prøvefeltene i de koloniene vi har analysert er representative for hele bestanden. Dette bør gjøres ved at en ved jevne mellomrom (anslagsvis hvert 5 år) beregner totalbestanden ved en totaltelling.
2. Teste ut i hvilken grad variasjon i vekstrate i bestandene fra år til år reflekterer variasjon i antall individer som er i live eller også er en konsekvens av at en varierende andel av fuglene unnlater å hekke. Lomvi har, som mange andre sjøfugl, høy levealder og en viktig strategi de har for å bufre variasjon i miljøforhold er at de ikke hekker i år hvor miljøforholdene (f.eks. reflektert ved næringsforholdene) er dårlige (f.eks. Erikstad *et al.* 1998). Variasjon i hekketilslag medfører at en overestimerer den reelle variasjonen i bestandens vekstrate. Effekten av denne variasjonen kan testes ved fangst/gjenfangst-modeller basert på merking og observasjon av fugler med individuelt kodede fargeringer eller automatisk overvåking av fugler med ID-tags. Med en justering av prosedyrene hvor en beregner fangbarhet ikke bare mellom år, som er den normale prosedyren når en beregner årlig overlevelse, men også mellom to tidssteg i samme år vil en få et estimat på hvor mange fugler som er i live, men som ikke hekker.

## 4.2 Begrensinger og tolkninger av PVA-analyser

PVA-analyser er ikke en eksakt øvelse hvor en med stor sikkerhet kan forutsi trender til bestander langt inn i framtida. Det er derfor en del viktige reservasjoner som bør tas i tolkningen av resultatene (se Beissinger & McCullough 2002 og Morris & Doak 2002 for detaljerte oversikter). For det første vil prognosene inn i framtida alltid måtte basere seg på data fra fortida. Dette har flere implikasjoner. For det første vil prognosene basere seg på, og dermed forutsette, at den framtidige variasjonen i miljøforhold er omtrent den samme som en har hatt i de årene modellene bygger på. Det er derfor også viktig at de grunnleggende tidsseriene som gir input til modellene er lange nok til å ha fanget opp den reelle miljøvariasjonen. En nedre grense på lengden av tidsseriene som gjør det forsvarlig å gjøre en PVA er 10 år (Eldered *et al.* 2002). I denne analysen på lomvi er det brukt 16 år med data, men om dette er tilstrekkelig for å gi prognoser 50 år inn i framtida er vanskelig å vurdere og vil være avhengig av graden av miljøvariasjon (f.eks. Fieberg & Ellner 2000). Et annet, og vel så viktig spørsmål er i hvilken grad miljøforholdene vil endre seg. Det er sterke indikasjoner på at klimaet i framtida blir varmere, og det er også klare indikasjoner fra en av koloniene (Hornøya) at en økning i temperaturen kan ha negativ effekt på voksenoverlevelsen (Sandvik *et al.* 2005). I så tilfelle kan vår prognose for denne kolonien være for optimistisk.

På grunn av vanskeligheter med å beregne variasjon i vekstrate med stor nøyaktighet har ofte estimatene for sannsynlighet for utdøing store konfidensintervaller. Det er derfor relativt lav sannsynlighet for å kunne si noe sikkert om skjebnen til en bestand langt inn i framtida (se **figur 4** for konfidensintervaller for de ulike lomvibestandene). I slike tilfeller er det imidlertid anbefalt å bruke "forsiktighetsprinsippet", hvor man tar utgangspunkt i øvre konfidensgrense og gir prognosene basert på "worst case". I denne analysen har dette liten betydning for hovedkonklusjon. Selv ved bruk av øvre konfidensgrenser vil bestandene på Hornøya,

Bjørnøya og Sklinna være lite sårbare for å dø ut. Derimot er situasjonen for de tre andre koloniene (Hjelmsøya, Vedøy og Runde) svært kritisk (**figur 4**). Det er imidlertid viktig å bemerke at selv om risikoen for utdøing ikke endres vesentlig, er en halvering av en bestand i utgangspunktet en meget alvorlig endring som i seg selv er uakseptabel (spesielt for en rødlisteart) og vil kunne ha konsekvenser for hele sjøfuglsamfunnet og resten av det marine systemet. For en implementering i MIRA (miljørisikoanalyse) er det også viktig at en beregner sannsynligheten for at det skal skje en skade (oljesøl) samtidig som en beregner konsekvensen av dette på bestandsnivå.

PVA analyser kan benyttes til å beregne kvantitative prognoser for enkeltbestander, men er ofte mer egnet til å sammenligne prognoser for flere populasjoner, som i dette studiet. Slike sammenligninger kan gi nyttig informasjon for forvaltningen om hvor en bør sette inn eventuelle tiltak (se diskusjon under). I tilfeller som i denne analysen, hvor det er store forskjeller i trender til enkeltbestander, kan dette brukes både som en guide til hvilken bestand som er mest sårbar, og i en detaljert analyse for å belyse årsaker til bestandstrender (se under). Det er også viktig at en PVA analyse ikke er en endelig øvelse, men må gjentas med jevne mellomrom for til en hver tid å kunne oppdatere prognoser for arter og populasjoner etter som miljøforholdene endrer seg.

### 4.3 utfordringer for forvaltningen

Den norske lomvibestanden (inklusive Bjørnøya) er klassifisert som direkte truet (Kålås *et al.* 2006) og fortjener derfor ekstra hensyn. Rødlitestatusen er vurdert på bakgrunn av den voldsomme bestandsnedgangen de siste 30 årene, hvor de største bestandene er redusert med 70-90 % (Lorentsen 2006, Barrett *et al.* i manuskript). Bestandsnivået for lomvibestanden langs norskekysten er fortsatt svært lavt og mindre enn 10 % av det bestanden var på 1960-tallet. På Bjørnøya gikk antall hekkende par tilbake med ca 85 % fra 1986 til 1987 på grunn av kollapsen i loddebestanden, og bestanden i dag er fortsatt bare omkring halvparten av hva den var før denne kollapsen (H. Strøm pers. medd.) Det er imidlertid store forskjeller i trender i ulike kolonier, og bestandene på Bjørnøya, Hornøya og Sklinna er i vekst. Som vi har vist vha. PVA-analyser er det liten risiko for at disse bestandene skal dø ut i løpet av et 50 års perspektiv. Selv en plutselig bestandsreduksjon på 50 % synes ikke å gjøre dem særlig mer sårbare. Derimot er prognosene for bestandene på Hjelmsøya, Vedøy og Runde langt dårligere, og de mest pessimistiske estimatene levner dem liten sjanse for å overleve i framtida. Alle disse prognosene er imidlertid basert på at miljøforholdene blir de samme i de neste 50 årene som det en har hatt siden 1988. De store klimaendringene som er varslet vil neppe gjøre situasjonen bedre (f.eks. Sandvik *et al.* 2005), men effektene avhenger trolig både av i hvilken grad endringene kommer jevnt eller ujevnt (f.eks. Irons *et al.* i manus) og av de ulike responsene til ulike byttedyrbestander (jf. Harris *et al.* 2005).

Det største problemet for forvaltningen av den norske lomvibestanden slik situasjonen er i dag, er at årsakene til bestandstrendene er så godt som ukjent. En analyse av sammenhenger mellom årlige vekstrater i de ulike koloniene viser ingen eller liten samvariasjon (Erikstad *et al.* upublisert). Dette kan bety at årsaken til de negative bestandstrendene ikke har noen enkel, felles forklaring. Det kan også tyde på at årsakene ikke skyldes forhold utenom hekkesesongen når lomviene beveger seg over store havområder og hvor fugler fra flere kolonier opptrer samla i store flokker (e.g. Fauchald *et al.* 2002) selv om det også fins data som antyder at ulike bestander ikke helt har sammenfallende vinterområder (Bakken *et al.* 2003). Dette er i kontrast til situasjonen i 1987 da det ble observert en stor bestandsnedgang i samtlige kolonier (Lorentsen 2006). For å få en forståelse av årsaken til de bestandstrender en har observert og som kan gi forvaltningen grunnlag for eventuelle tiltak som kan bedre situasjonen for lomvi, er det viktig med følgende studier:



1. En totalanalyse av situasjonen til den norske lomvibestanden hvor en ser på sammenhenger mellom bestandstrender, årlige vekstrater og et vidt spekter av miljøfaktorer som utviklingen til viktige fiskebestander, klimaindeksler og sjøtemperaturer for å avdekke de mest sannsynlige årsakssammenhengene.
2. Beregne graden av innvandring og utvandring av individer mellom populasjoner og på hvilken geografisk skala dette skjer. Slik informasjon vil ytterligere kunne si noe om graden av sårbarhet til enkelte kolonier. Genetiske studier av lomvi viser liten forskjell mellom kolonier over store geografiske områder (Moum *et al.* 1991, Riffaut *et al.* 2005), noe som kan tyde på at utveksling av fugl mellom kolonier er langt større enn det en tidligere har antatt. Med nyere genetiske metoder som "mitogenomikk", hvor en sekvenserer hele det mitokondrielle genomet, vil en i større grad enn tidligere kunne lokalisere deler av genomet som egner seg som markører. Dermed kan en få bedre forståelse av populasjonsstruktur, og i hvilken grad og ved hvilken skala det forekommer innvandring av individer fra andre kolonier. Dette er viktig informasjon som bl.a. er nødvendig for å si noe om muligheter for reetablering eller nyetablering av kolonier i forbindelse med lokal utdøing.
3. Videreutvikling av PVA-analyser. Modellene vi har benyttet her er tellingsbaserte ("count based"), dvs. at årlig variasjon i tellinger av hekkende par brukes som input til analysene. Slike modeller gir imidlertid begrenset forståelse av hvilke livs stadier hos sjøfugl som påvirker bestandsendringene mest. For å bedre forståelsen av dette er det nødvendig å utvikle demografiske modeller. De fleste sjøfugl har lang generasjonstid (15-20 år) og begynner ikke å hekke før de er 3-6 år gamle. Ingen av de tidsseriene vi har fra norske områder inneholder fullstendige data for overlevelse til alle aldersgrupper. Særlig dårlig studert er overlevelsen til unge fugler fra de forlater reiret til de begynner å hekke. Basert på det som finnes fra norske områder og det som er publisert fra andre havområder, vil det være mulig å simulere demografiske modeller hvor en tester ut sårbarheten til ulike livs stadier (f.eks. aldersstruktur, hekkesuksess, voksenoverlevelse og overlevelse til ungfugl før de starter hekking). Dette er viktig informasjon som vil kunne si noe om effekten av eventuelle oljesøl til ulike tider av året. Eksempelvis vil et oljesøl langt til havs i Barentshavet om sommeren i stor grad berøre ungfugl (som ikke hekker), mens et oljesøl i nærheten av en koloni i hekketiden (april-august) primært vil berøre voksne fugler (og årets avkom). En bruker det samme modellverktøyet som for tellingsbaserte modeller for å kvantifisere sårbarhet for utdøing, men en demografisk tilnærming vil gi bedre oppløsning over hvilke livs-stadier som er de mest sårbare.

## 5 Referanser

- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. – NINA Rapport 133: 85s
- Bakken, V. 1989. The Population Development of Common guillemot *Uria aalge* on Vedøy, Røst. Fauna norv. Ser. C, Cinclus 12: 41 – 46.
- Bakken, V., Runde, O.J. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger, 431 s.
- Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. (Manuskript). The Status of Breeding Seabirds in Mainland Norway.
- Beissinger, S.R. & McCullough, D. R. 2002. Population Viability Analysis. The University of Chicago Press, Chicago & London.
- Cox, D. R. og Miller, H. D. 1965. *The Theory of Stochastic Processes*. Chapman and Hall, London.
- Eldered, B., Shahani, P. & Doak, D. F. 2002. The Problems and Potentials of Count-based PVA. In C. Brigham and M. Schwartz (eds.). *Population Viability Analysis for Plants*. Springer Verlag, Berlin.
- Erikstad, K. E., Fauchald, P., Tveraa, T. & Steen, H. 1998. On the cost of reproduction in long-lived birds: The influence of environmental variability. *ECOLOGY* 79 (5): 1781- 1788
- Fauchald, P., Erikstad, K.-E. & Systad, G. H. 2002. Seabirds and marine oil incidents: is it possible to predict the spatial distribution of pelagic seabirds? *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 349 – 360.
- Fieberg, J. & Ellner, S. P. 2000. When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* 81: 2040 – 2047.
- Foley, P. 1994. Predicting extinction times from environmental stochasticity and carrying capacity. *Conservation Biology* 1: 124 – 137.
- Harris, M.P., Anker-Nilssen, T., McCleery, R.H., Erikstad, K.E., Shaw, D.N. & Grosbois, V. 2005. Effect of wintering area and climate on the survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* in the eastern Atlantic. - *Mar Ecol Prog Ser* 297: 283-296.
- Irons, D., Anker-Nilssen, T., Gaston, A.J., Byrd, G.V., Falk, K., Gilchrist, G., Hario, M., Hjernquist, M., Krasnov, Y.V., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Reid, J., Robertson, G., Strøm, H. & Wohl, K.D. *i manus*. Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. - *Global Change Biology* (revised version submitted)
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 30 s.
- Kålås, J.A., Viken, Å. og Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006 - Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway
- Lande, R. & Orzack, s. h. 1988 Extinction dynamics of age-structured populations in a fluctuating environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 85: 7418-7421.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American naturalist* 142: 911-927.

- 
- Lorentsen, S.-H. 2006. Det Nasjonale overvåkingsprogrammet for Sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2006. –NINA Rapport 203. 53s.
- Middleton, D. A. J., Veitch, A. R. & Nisbet, R. M. 1995. The effect of an upper limit to population size on persistence. *Theoretical Population Biology* 48: 277 – 305.
- Morris, W. F. & Doak, D. F. 2002. *Quantitative Conservation Biology, theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, USA.
- Moum, T., Erikstad, K.-E. & Bjørklid, E. 1991. Restriction fragment analysis of mitochondrial DNA in common murre, *Uria aalge*, from four Norwegian seabird colonies. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1577 – 1584.
- Riffaut, L., McCoy, K. D., Tirard, C., Friesen, V. L. & Boulinier, T. 2005. Population genetics of the common guillemot *Uria aalge* in the North Atlantic: geographic impact of oil spills. *Marine Ecology-Progress Series* 291: 263-273.
- Sandvik, H., Erikstad, K.-E., Barrett, R. T. & Yoccoz, N. G. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. *Journal of Animal Ecology* 74 (5): 817 – 831.
- Strøm, H. 2006. Common guillemot *Uria aalge*. Pp. 159-162 *In* Birds and Mammals of Svalbard (K.M. Kovacs & Christian Lydersen, ed.). Polarhåndbok No. 13, Norwegian Polar Institute.
- Vader, W., Barrett, R.T., Erikstad, K.E. & Strann, K.-B. 1990. Differential responses of Common and Thick-billed Murre to a crash in the capelin stock in the southern Barents Sea. *Stud Avian Biol.* 14:175-180.





# NINA Rapport 240

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1800-9



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)