

Effekter av akutte bestandsreduksjoner hos sjøfugl knyttet til Lofoten, Vesterålen og Barentshavet

Tone Kristin Reiertsen, Kjell Einar Erikstad, Malin Kjellstadli Johansen, Hanno Sandvik, Tycho Anker-Nilssen, Rob Barrett, Signe Christensen-Dalsgaard, Svein-Håkon Lorentsen, Hallvard Strøm og Geir Systad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære 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. 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.

Effekter av akutte bestandsreduksjoner hos sjøfugl knyttet til Lofoten, Vesterålen og Barentshavet

Tone Kristin Reiertsen
Kjell Einar Erikstad
Malin Kjellstadli Johansen
Hanno Sandvik
Tycho Anker-Nilssen
Rob Barrett
Signe Christensen-Dalsgaard
Svein-Håkon Lorentsen
Hallvard Strøm
Geir Systad

Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Johansen, M.K., Sandvik, H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S-H., Strøm, H. & Systad, G. 2019. Effekter av akutte bestandsreduksjoner hos sjøfugl knyttet til Lofoten – Vesterålen og Barentshavet. NINA Rapport 1547. Norsk institutt for naturforskning.

Tromsø, april, 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3285-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Sveinn Are Hanssen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Cathrine Henaug (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Finnmark

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1351 | 2019 og SEAPOPs NFR nummer 192141

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Cecilie Østbye

FORSIDEBILDE

Lunde på Hornøya © Tone Kristin Reiertsen

NØKKEWORD

Lofoten, Vesterålen, Barentshavet, krykkje *Rissa tridactyla*, lunde *Fratercula arctica*, lomvi *Uria aalge* og polarlomvi *Uria lomvia*, sårbarhetsanalyser, levedyktighetsanalyser, bestandsmodellering, sjøfugl, petroleumsaktivitet, effektstudie av oljesøl

KEY WORDS

Lofoten, Vesterålen, Barents Sea, black-legged kittiwake *Rissa tridactyla*, Atlantic puffin *Fratercula arctica*, common guillemot *Uria aalge*, Brünnich's guillemot *Uria lomvia*, Population Viability Analysis, population modelling, seabirds, petroleum activity, effects of oil spills

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Johansen, M.K., Sandvik, H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S-H., Strøm, H. & Systad, G. 2019. Effekter av akutte bestandsreduksjoner hos sjøfugl knyttet til Lofoten, Vesterålen og Barentshavet. NINA Rapport 1547. Norsk institutt for naturforskning.

Flere sjøfuglarter går tilbake globalt blant annet pga. klimaendringer. Det er derfor viktig å avdekke tilleggseffekter av ytterligere påvirkninger, som for eksempel oljesøl. Oljesøl kan føre til massedød blant sjøfugl. Hvordan ulike sjøfuglbestander påvirkes av akutte bestandsreduksjoner og hvilke muligheter enkeltbestander har til å komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før bestandsreduksjon, kan og bør brukes som et grunnlag i miljørisikoanalyser.

I dette studiet gir vi en vurdering av hvor sårbare enkeltbestander av pelagiske sjøfugl i havområdene utenfor Lofoten, Vesterålen og Barentshavet er for akutte bestandsreduksjoner som følge av ytre påvirkning som for eksempel større uhellsutslipp av olje fra offshore petroleumsvirksomhet eller fra oljetankere. Vi bruker tidsseriedata på bestandstall fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og Overvåkingsprogrammet for sjøfugl på Svalbard (en integrert del av SEAPOPOP) i bestandsmodeller, og vha. sårbarhetsmodeller kvantifiserer vi hva ulike bestander tåler av akutte bestandsreduksjoner på 10 %, 25 % og 50 %.

To ulike vurderingsmetoder for sårbarhet (V1 og V2) ble brukt avhengig av bestandenes forutgående bestandsutvikling:

V1: For bestander med bestandsnedgang ble endring i tid til halvert bestand for de ulike prosentvise akutte bestandsreduksjonene sammenlignet med fremtidig halveringstid hos en bestand uten akutt bestandsreduksjon. Reduksjon i halveringstid gir mulighet til å vurdere den ekstra belastning en akutt bestandsreduksjon medfører.

V2: For relativt stabile (svakt nedadgående/økende) og sterkt økende bestander ble tiden det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før akutt bestandsreduksjon (restitusjonstiden) kvantifisert. Denne tiden ble fordelt på de fire forskjellige kategoriene av skadegrad som benyttes i miljørisikoanalyser i dag: mindre (< 1 år), moderat (1-3 år), betydelig (3-10 år) og alvorlig (> 10 år).

Alle bestandene med nedgang, fra både Lofoten, Vesterålen og Barentshavet, er i utgangspunktet sårbare, og prognosene tilsier at de aldri vil komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før. Selv uten akutte bestandsreduksjoner vil de nå en halvering av bestanden innen et relativt kort tidsrom dersom miljøvariasjonen fortsetter som den har gjort i de årene som tidsseriene har vært samlet inn. Sårbarhetsanalysene viser imidlertid at en ytterligere akutt bestandsreduksjon gir en betydelig raskere halveringstid.

For bestander som øker eller er stabile, viser resultatene at akutte bestandsreduksjoner vil ha en alvorlig effekt på de fleste bestandene, og at oljesøl i begge havområdene vil ha stor negativ betydning og gjøre bestandene enda mer sårbare.

Generelt sett skilte polarlomvi, lunde og krykkje seg ut som mest sårbare i begge havområdene uavhengig av hvilken bestandstrend de hadde som utgangspunkt. Lunde fra Røst og krykkjebestander på fastlandet er bestander som i tillegg har hatt rekrutteringsproblemer over lang tid. Dette forsterker sårbarheten deres da de vil ha liten grad av floaters og dermed en lavere buffringseffekt mot bestandsreduksjoner. Selv om enkeltbestandene av lomvi i dette studiet er noe mindre sårbar sammenlignet med de andre artene, er det viktig å merke seg at 90% av den totale norske lomvibestanden befinner seg i et relativt begrenset område i det sørlige Barentshavet gjennom hele året. Et oljesøl i dette området kan derfor få drastiske konsekvenser for storparten av de norske lomvikoloniene. Det er derfor viktig å ikke kun benytte resultater fra

sårbarhetsanalyser isolert sett, men også å sette disse i sammenheng med bestandenes bruk av havområdene gjennom året. Dette er data som nå er tilgjengelig gjennom SEATRACK.

Vi anbefaler med bakgrunn i dette studiet at denne typen sårbarhetsanalyser inkorporeres i miljørisikoanalyser. I tillegg foreslår vi at det utarbeides tilsvarende modellverktøy hvor man tar med aldersstruktur og demografiske tidsseriedata på voksenoverlevelse og reproduksjon.

Tone Kristin Reiertsen, **NINA**, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø

tone.reiertsen@nina.no

Kjell Einar Erikstad, **NINA**, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø

kjell.erikstad@nina.no

Malin Kjellstadli Johansen, **NINA**, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø

malin.kj@hotmail.com

Hanno Sandvik, **NINA**, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

hanno.sandvik@nina.no

Tycho Anker-Nilssen, **NINA**, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

tycho.anker-nilssen@nina.no

Rob Barrett, **Tromsø Universitetsmuseum**, Postboks 6050 Langnes, 9037 Tromsø

rob.barrett@uit.no

Signe Christensen-Dalsgaard, **NINA**, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

signe.dalsgaard@nina.no

Svein-Håkon Lorentsen, **NINA**, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

svein.lorentsen@nina.no

Hallvard Strøm, **Norsk Polarinstitutt**, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø

hallvard.strom@npolar.no

Geir Systad, **NINA**, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen

geir.systad@nina.no

Abstract

Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Johansen, M.K., Sandvik, H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S-H., Strøm, H. & Systad, G. 2019. Effects of acute population declines in seabirds related to the Lofoten, Vesterålen and the Barents Sea. NINA Report 1547. Norwegian Institute for Nature Research.

Seabirds are under pressure from climate change and are declining globally. It is therefore important to uncover the effects of man-made threats, such as oil spills from offshore petroleum activities or oil tankers, which may lead to mass mortality of seabirds. How different seabird populations are affected by acute reductions in population size and their chances to recover from it may be used to assess their vulnerability to such threats. These methods can and should be used as a basis for environmental risk assessment.

In this study we assess the vulnerability of pelagic seabird populations in Lofoten, Vesterålen and the Barents Sea of incidents like e.g. accidental oil spills. We use time series data on population sizes from SEAPOP in population viability models (PVA) and quantify the tolerance of acute reductions in population size of 10 %, 25 % and 50 %.

Two different assessment methods for vulnerability (V1 and V2) were used depending on whether the populations experienced a decline, increase or were stable over time:

V1: For populations in decline different percentages of acute reductions of population size were simulated. Thereby the change in time until the simulated population trajectories reach a threshold was assessed. This threshold was set to half the population size. The time to reach this threshold is compared to the time to reach this threshold without acute reduction in population size. How much extra burden an acute reduction causes for seabird populations' is assessed through this reduction in time.

V2: Stable or increasing populations were assessed by quantifying the change in recovery time until the population reached the same size as before the acute simulated reduction in population size. For this assessment method, the reduction-time is divided into four different damage categories used in environmental risk analyses; Less (< 1 year), Moderate (1-3 years), Significant (3-10 years) and Serious (> 10 years).

All populations in decline, from Lofoten, Vesterålen and the Barents Sea, were initially vulnerable and the prognoses indicate that they will never return to the same population size as before. Even without acute reductions in population size, they will reach the threshold within a short timeperiod if environmental variation continues the same way as for the years of the timeseries. The vulnerability analyses show, however, that a further acute reduction in population size gives a considerable shortened time until the populations reaches the threshold.

For stable or increasing populations an acute reduction in population size will have serious impact on most populations, and that oil spills in all areas will have a major negative impact and make the populations even more vulnerable.

Brünnich guillemots, atlantic puffins and black-legged kittiwakes were assessed as most vulnerable. Puffin from Røst and norwegian mainland kittiwake populations have suffered from very low recruitment over a long time period. This has increased their vulnerability, since they have a lower possibility to buffer against acute incidents. Although the common guillemot come out as less vulnerable, it is important to notice that these populations are found in a relatively limited area in the southern Barents Sea throughout the year. Also, they include 90% of the total Norwegian common guillemot populations. An oil spill in this area will be dramatic for the total Norwegian common guillemot population. It is therefore important to not only use results from PVA in isolation but put these in context with seasonal variation in specific populations' use of different areas throughout the year.

We recommend that vulnerability analysis is incorporated into environmental risk analyses. In addition, we propose to use similar model tools, which includes age-structure and demographic time series data on adult survival and reproduction.

Tone Kristin Reiertsen, **NINA**, Framsenteret, PO Box 6606 Langnes, 9296 Tromsø

tone.reiertsen@nina.no

Kjell Einar Erikstad, **NINA**, Framsenteret, PO Box 6606 Langnes, 9296 Tromsø

kjell.erikstad@nina.no

Malin Kjellstadli Johansen, **NINA**, Framsenteret, PO Box 6606 Langnes, 9296 Tromsø

malin.kj@hotmail.com

Hanno Sandvik, **NINA**, PO Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

hanno.sandvik@nina.no

Tycho Anker-Nilssen, **NINA**, PO Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

tycho.anker-nilssen@nina.no

Rob Barrett, **Tromsø Universitetsmuseum**, PO Box 6050 Langnes, 9037 Tromsø

rob.barrett@uit.no

Signe Christensen-Dalsgaard, **NINA**, PO Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

signe.dalsgaard@nina.no

Svein-Håkon Lorentsen, **NINA**, PO Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

svein.lorentsen@nina.no

Hallvard Strøm, **Norsk Polarinstitutt**, Framsenteret, PO Box 6606 Langnes, 9296 Tromsø

hallvard.strom@npolar.no

Geir Systad, **NINA**, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen, geir.systad@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning.....	9
1.1 Bakgrunn.....	9
1.2 Målsetning.....	10
2 Metode	13
2.1 Beskrivelse av dataene	13
2.2 Bestandsmodellering og sårbarhetsanalyser	13
3 Resultater	17
3.1 Oversikt over bestandstrender	17
3.2 Tid til bestandene er halvert	19
3.3 Tid til bestandene er tilbake til samme størrelse som før akutt reduksjon i bestandsstørrelse	20
4 Diskusjon.....	22
4.1 Tid til halvert bestand	22
4.2 Tid til bestander med positiv vekstrate kommer tilbake til nivået før akutt bestandsreduksjon.....	22
4.3 Utfordringer i forhold til sårbarhetsanalyser basert på årlige tellinger	23
4.4 Bestandenes sårbarhet i lys av ulike sesongmessige utbredelser	24
4.5 Konklusjon	24
5 Referanser	26
6 Vedlegg.....	29

Forord

I forbindelse med Miljødirektoratets' oppdatering av det faglige grunnlaget for Forvaltningsplanen i Barentshavet og Lofoten og Handlingsplanen for sjøfugl skal det skrives tekster som omhandler sjøfuglers sårbarhet for olje i forhold til bestandsstatus og hvor sårbare enkeltbestander er.

I forbindelse med dette arbeidet er det behov for sjøfuglfaglige innspill fra institusjonene som jobber med sjøfugl i Norge (NINA og Norsk Polarinstitutt). Gjennom SEAPOP, som er et helhetlig og langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugler, er det fremskaffet ny og oppdatert kunnskap om norske sjøfuglbestanders status og bestandsendringer de siste tiårene gjennom tidsseriedata på bestandsstørrelse. Disse tidsseriedataene kan sammen med sårbarhetsanalyser benyttes til å gi spesifikk kunnskap om enkeltbestanders sårbarhet for akutte bestandsendringer av for eksempel oljesøl.

I denne rapporten var målsetningen å simulere akutte bestandsreduksjoner til bestander av pelagisk sjøfugl knyttet til havområdene Lofoten, Vesterålen og Barentshavet, og dermed gjøre vurderinger for enkeltbestanders endring i sårbarhet i forhold til oljesøl. I samarbeid med Miljødirektoratet ble det valgt ut enkeltbestander fra disse områdene. Resultatene fra slike sårbarhetsvurderinger er viktige i forhold til kunnskap om hva enkeltbestander tåler av ulike akutte bestandsreduksjoner. Det er imidlertid viktig å påpeke at denne kunnskapen bør i videre analyser kombineres med den nye kunnskapen vi har om enkeltbestanders bruk av havområdene gjennom ulike tider på året (kunnskap innhentet gjennom SEATRACK). På den måten kan man spesifikt koble sjøfuglers enkeltbestander til spesifikke havområder for å bestemme både hvilke bestander, områder og sesonger som er mest sårbare. I denne rapporten hadde vi imidlertid kun mandat for å gjøre vurderinger i forhold til hva de ulike bestandene tålte av ulik grad av akutte bestandsreduksjoner. Vi har derfor ikke modellert inn ulike scenarioer av fremtidige klima og andre miljøendringer. Vi peker på hvordan denne metodikken kan implementeres i miljørisikoarbeid og hva som eventuelt bør tas høyde for i fremtidige tilsvarende analyser.

02.04.2019, Tone Kristin Reiertsen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Havområdene ved Lofoten og Vesterålen i Norskehavet og i Barentshavet er ettertraktete og omdiskuterte i forhold til myndighetenes og oljeselskapenes ønsker om økt offshore petroleumsvirksomhet. Det antas at disse områdene inneholder store uoppdagede oljeressurser som kan dekke deler av verdens energibehov. Samtidig er disse områdene svært verdifulle for biologisk mangfold. Havområdet ved Lofoten og Vesterålen preges av stabile og uavbrutte havstrømmer som blandes godt sammen, en smal sokkel og mange strømvirvler, høy produksjon i alle ledd av næringskjeden. Tilsvarende er også Barentshavet svært produktivt og avhengig av tilstrømming av atlantisk vann fra de samme havstrømmene som passerer Lofoten og Vesterålen (Myksvoll et al. 2013, Sandvik et al. 2016). Disse havstrømmene bringer også store mengder fiskelarver (spesielt torsk) fra gyteområdene i sør som er viktig næring for sjøfuglene i det sørøstlige Barentshavet (Erikstad et al. 2013, 2018). Barentshavet preges av å være et arktisk og sub-arktisk sokkelhav. Her finner man store bestander av pelagisk stimfisk som sild, lodde og polartorsk, i tillegg til store forekomster av krill, hoppekreps og amfipoder (Jakobsen & Ozhigin 2011). Barentshavet er også oppvekstområdet til yngelen av de store fiskestammene av torsk, hyse og sild. Summen av dette danner grunnlaget for en rik biodiversitet og biologisk produksjon, og gjør at Norges største bestander av sjøfugl holder til i og er avhengige av disse havområdene. Disse områdene er derfor svært viktige for sjøfugler både i og utenfor hekkesesongen (Fauchald et al. 2018).

De siste tiårene har mange sjøfuglbestander, både i Norge og globalt, opplevd dramatiske endringer med sterk nedgang (Fauchald et al. 2015). Årsakene til dette er komplekse og noe skyldes klimaendringer som setter sjøfuglbestandene under stort press (Frederiksen et al. 2004, Sandvik et al. 2005, Jenouvrier et al. 2012). Dette gjør at bestandene er ekstra sårbare for ytterligere menneskeskapte belastninger. Kunnskap om hvilke potensielle effekter akutte uhellsutslipp fra petroleumsaktivitet og skipstrafikk kan ha på disse bestandene er derfor viktig i den totale forvaltningen av sjøfugl. Historisk sett, og på verdensbasis, har man erfart at sjøfugl er svært sårbare for oljesøl, og studier fra Nord-Atlanteren har vist at store mengder sjøfugl dør årlig pga. oljeforurensning (Camphuysen 1989, Wiese 2002, Wiese & Ryan 2003). Både pelagiske og kystnære sjøfuglarter kan være utsatt for oljesøl (Anker-Nilssen et al. 1988, Velando et al. 2005) avhengig av om oljesølet treffer ute på åpent hav eller om vind og strømforhold fører oljen inn mot kystnære områder. Det finnes flere eksempler på at uhellsutslipp av olje, enten fra offshore petroleumsvirksomhet eller fra oljetankere har hatt alvorlige konsekvenser på sjøfugl (se f.eks. Castege et al. 2007, Munilla et al. 2011), og selv små mengder olje kan ta ut store mengder sjøfugl (Anker-Nilssen et al. 1988, ICES 2005). Dette avhenger av hvilke områder eller tidsrom på året slike oljesøl inntreffer. Små mengder olje i områder med høy tetthet av sjøfugl har vist seg å føre til stor dødelighet, mens store oljesøl i områder med lav tetthet av sjøfugl kan ha mindre effekter på bestander (Goethe 1968, Camphuysen 1989, Burger 1993, Camphuysen 1998, ICES 2005). Eksempel som viser at selv små utslipp kan gi store effekter er utslipp fra det greske tankskipet *Stylis* i Skagerak i desember 1980. Utslippet var kun 600 tonn oljeblandet ballastvann, men førte til et av verdens største funn av antall døde sjøfugl (45 000; Anker-Nilssen & Røstad 1981). Den viktigste årsaken var nok at utslippet skjedde i et område med spesielt stor tetthet av overvintrende sjøfugl, men det finnes dessverre ingen god kvantitativ kunnskap om hvordan også vær- og lysforhold påvirker sjøfuglenes sårbarhet for oljesøl.

Miljørisikoanalyser er et viktig verktøy for forvaltningen for å kunne ta beslutninger vedrørende menneskelig aktivitet i områder som sjøfuglene er avhengige av. Konsekvensene av akutte påvirkningsfaktorer på sjøfugl har tradisjonelt vært vurdert ut fra kunnskap om enkeltarters sårbarhet (Moe et al. 1999) sammen med data om sjøfuglers utbredelse til havs fra åpent hav-databasen. Ut fra disse dataene blir overlapp mellom estimert utbredelse av sjøfugl og estimert utbredelse av olje som igjen gir sannsynlighet for berøring av olje, samt sårbarheten til de involverte sjøfuglbestandene benyttet til å vurdere konsekvensene av slike akutte hendelser (Christensen-

Dalsgaard et al. 2008). En av begrensningene ved å beregne konsekvensene av akutte oljesøl for sjøfugl på denne måten har vært kunnskap om bestandstilhørighet. Gjennom SEAPOP (www.seapop.no) og SEATRACK (www.seapop.no/en/seatrack) er det samlet inn mye ny kunnskap om sjøfuglene i norske havområder (Fauchald et al. 2019). SEAPOP har siden 2005 koordinert innsamlingen av data på demografi og bestandsendringer hos en rekke sjøfuglarter i utvalgte nøkkellokaliteter langs norskekysten, på Svalbard og Jan Mayen. På den måten har man nå gode og opparbeidede tidsseriedata som kan benyttes i bestandsmodelleringer, samt god kontroll på bestandsstatusen til hver enkelt bestand. Systad et al. (2018) anbefaler bruk av slike data i miljørisikoanalyser for petroleumssektoren. SEATRACK har vha. lysloggerteknologi gjort oss i stand til å kartlegge de enkelte bestandenes områdebruk gjennom året, og koble sjøfuglers utbredelse til havs til ulike tider på året til de koloniene de hører hjemme. Samlet gir denne nye kunnskapen nye muligheter til å koble sjøfuglene til havs direkte med bestandstilhørighet (Systad et al. 2019). Dette gjør at en i mye større grad kan utnytte SEAPOP sine overvåkingsdata på bestandstillinger og demografi og spesifikt å undersøke hvilken risiko akutte bestandsreduksjoner forårsaket av hendelser i et bestemt område til en bestemt tid på året utgjør for de enkelte sjøfuglbestandene.

Hvordan ulike sjøfuglbestander påvirkes av akutte bestandsreduksjoner og hvilke muligheter enkeltbestander har til å komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før bestandsreduksjon er viktig kunnskap for å vurdere enkeltbestanders sårbarhet, og kan og bør brukes som et grunnlag i miljørisikoanalyser. Hvilken bestandsutvikling man kan forvente etter akutte bestandsnedgang avhenger imidlertid av en rekke faktorer. Bestandsstørrelsen og bestandstrendene før en akutt bestandsreduksjon har betydning for hvor sårbare bestandene i utgangspunktet er, og hvilken evne de har til å komme seg etter akutte bestandsreduksjoner (ICES 2005). Eksempelvis vil små bestander som har en sterk nedadgående trend bli mer påvirket enn større bestander, og kan gå raskere ned mot en kritisk terskel. Stabile og økende bestander derimot vil ha muligheter for å vende tilbake til bestandsstørrelsen de hadde før en eventuell akutt bestandsreduksjon etter et visst antall år.

1.2 Målsetning

Målsetningen med denne rapporten er å gi en vurdering av hvor sårbare enkeltbestander, av pelagiske sjøfugl i områdene Lofoten, Vesterålen og Barentshavet er for akutte bestandsreduksjoner som følge av ytre påvirkning som for eksempel uhellsutslipp av olje fra offshore petroleumsvirksomhet eller fra oljetankere. Vi bruker tidsseriedata på bestandstall fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og Overvåkingsprogrammet for sjøfugl på Svalbard (en integrert del av SEAPOP) i bestandsmodeller og kvantifiserer hva ulike bestander tåler av akutte bestandsreduksjoner på 10 %, 25 % og 50 %. Med enkeltbestander mener vi i denne rapporten bestander fra nøkkel-lokaliteter i SEAPOP hvor det eksisterer årlige bestandstillinger for hver av artene som er utvalgt til dette studiet (**figur 1**).

For bestander med bestandsnedgang kvantifiserer vi betydningen de ulike endringene i bestandsreduksjon har på endring i tid før bestanden blir halvert. For stabile og økende bestander ser vi på hvor lang tid det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon (**se kap. 2.2**). Vi har gjort analyser av utvalgte arter og enkeltbestander av sjøfugl fra ulike kolonier som bruker Lofoten, Vesterålen og Barentshavet til ulike tider på året. Lunde, lomvi, polarlomvi og krykkje er valgt ut (**figur 2, og tabell 1**). Lunde, lomvi og polarlomvi er pelagisk dykkende sjøfugl tilhørende alkefuglene. Disse artene er dyktige svømmere og dykkere, og tilbringer mesteparten av tiden på og i sjøen, noe som gjør dem ekstra sårbare for oljesøl. Krykkje er en liten, pelagisk overflatebeitende måke. Den er en svært god flyver, men kan ikke dykke og avhenger av å finne mat i havoverflaten og er dermed også sårbar for oljesøl til havs.



Figur 1. Kart over de ulike nøkkel-lokalitetene i SEAPOP. Blå sirkler indikerer hvilke kolonier de ulike artene som er analysert i denne rapporten tilhører. Grå sirkler og triangler indikerer andre nøkkellokaliteter i SEAPOP.



Figur 2. Bildene viser de fire artene sjøfugl som ble vurdert i sårbarhetsanalysene i dette studiet. Alle er pelagiske og har sine leveområder i Lofoten – Vesterålen og Barentshavet. Øverst til venstre krykkje (*Rissa tridactyla*), øverst til høyre lunde (*Fratercula arctica*), nederst til venstre lomvi (*Uria aalge*) og nederst til høyre polarlomvi (*Uria lomvia*). © Tone Kristin Reiertsen

Tabell 1. Oversikt over de 14 bestandene inkludert i analysene i dette studiet. Oversikten viser hvilket havområde og koloni de representerer, estimert størrelse på bestanden i 2017, og hvilken enhet de ulike bestandene oppgis i. TOR = Tilsynelatende okkuperte reirganger eller reir. AVI = antall voksne individer.

Havområde	Art	Koloni	Størrelse på bestand	Enhet
Lofoten	Lunde	Røst (Total)	316 800	TOR
Lofoten	Krykkje	Vedøya (Røst)	1 111	TOR
Vesterålen	Lunde	Anda	785	TOR
Vesterålen	Krykkje	Anda	16 080	TOR
Barentshavet	Lunde	Gjesvær	338 362	TOR
Barentshavet	Lunde	Hjelmsøya	56 546	TOR
Barentshavet	Lunde	Hornøya	11 183	TOR
Barentshavet	Krykkje	Hjelmsøya	1 448	TOR
Barentshavet	Krykkje	Hornøya	3 870	TOR
Barentshavet	Krykkje	Bjørnøya	132 732	TOR
Barentshavet	Lomvi	Hjelmsøya	7 988	AVI
Barentshavet	Lomvi	Hornøya	18 986	AVI
Barentshavet	Lomvi	Bjørnøya	251 519	AVI
Barentshavet	Polarlomvi	Bjørnøya	112 034	AVI

2 Metode

2.1 Beskrivelse av dataene

Overvåkingsprogrammene for sjøfugl på fastlandet og Svalbard har i dag opparbeidete, gode tidsserier på bestandsstørrelse og demografi hos sjøfugl som gir gode muligheter til kvantifisering av sårbarhet og fremtidige prognoser om bestandseffekter av ulike påvirkningsfaktorer. Analysene i dette studiet baserer seg på tellinger av årlige bestandsstørrelser frem til år 2017, og gir god indikasjon på årlige vekstrater. Lengden på tidsseriene varierer noe avhengig av når de ble opprettet. De eldste tidsseriene ble startet i 1979 og 1980, mens de yngste er fra 2005 og 2008.

I denne analysen er det fire bestander av pelagiske sjøfugl som representerer havområdet ved Vesterålen og Lofoten hovedsakelig ved at de hekker ved disse havområdene. Disse er krykkje og lunde fra Røst og Anda (se kart over koloniene i figur 1, og oversikt i tabell 1). Data fra lysloggerne lagret i databasen til SEATRACK viser at begge disse artene tilbringer hekkesesongen og tiden rett før hekkesesongen i farvannene ved og rundt koloniene. Lunde fra begge koloniene trekker imidlertid mot sentrale eller vestlige deler av Barentshavet om høsten og vil dermed også kunne være påvirket av forhold i Barentshavet, mens de trekker mot havområdene ved Island og Øst-Grønland om vinteren. Krykkje fra begge koloniene trekker imidlertid mot det nordlige Barentshavet øst for Spitsbergen (områder foreløpig uten petroleumsvirksomhet) om høsten, mens de tilbringer vinteren i havområdene utenfor Newfoundland og Labrador i Nordvest-Atlanteren og er derfor ikke påvirket av forhold i disse havområdene utenom tiden før og under hekkesesongen.

De ti andre bestandene av sjøfugl (fra koloniene Gjesvær, Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya, se oversikt i tabell 1) i denne analysen har i tillegg til å hekke rundt Barentshavet, alle store deler av sin årlige utbredelse knyttet til Barentshavet. Krykkje fra Hornøya har stort sett samme utbredelse høst og vinter som bestandene fra Anda og Røst (nordlige Barentshavet og havområdene utenfor Newfoundland og Labrador). Bjørnøyabestanden derimot trekker mot Nordsjøen om vinteren, mens de tilbringer høsten i det nordlige Barentshavet. Lunde fra Hjelmsøya (og trolig også Gjesvær) tilbringer mye av tiden i Barentshavet, men en del av disse bestandene trekker mot Island om vinteren. Lunde fra Hornøya bruker Barentshavet hele året, men en del hunner trekker ut mot farvannene nord for Island om vinteren. Lomvi fra Hjelmsøya, Hornøya og Bjørnøya oppholder seg i Barentshavet hele året. Polarlomvi fra Bjørnøya er i det sentrale Barentshavet mesteparten av året bortsett fra om vinteren da de trekker til havområdene nord for Island og mot kysten av det østlige Grønland. All informasjon om utbredelse er hentet fra <http://seatrack.seapop.no/map/>

2.2 Bestandsmodellering og sårbarhetsanalyser

For å modellere eventuelle effekter på sjøfugl bestandene benyttet vi en brownsk bestandsmodell:

$$\ln N_{t+1} = \ln N_t + \bar{r} - \frac{1}{2} \sigma_d^2 N_t^{-1} + \sum \beta_i X_{i,t} + \varepsilon_t \quad (1)$$

Hvor β_i er stigningstallet til miljøkovariaten $X_{i,t}$, ε_t er miljø-variasjonen (en uavhengig variabel med null som gjennomsnitt og med variansen σ_e^2 [miljøvariansen]), N_t er bestandstørrelsen i år t , \bar{r} er bestandens langsiktige vekstrate, σ_d^2 er den demografiske variansen, $X_{i,t}$ er miljøkovariaten i i året t .

Parameterne β_i , \bar{r} og σ_e^2 ble estimert fra bestandenes tidsserier ved å bruke maximum likelihood som log-likelihood

$$\ln L = -\frac{1}{2} \sum_{k=2}^n \{[\ln N_k - E(\ln N_k)]^2 \sigma^{-2} + \ln(2\pi\sigma^2)\} \quad (2)$$

Som optimaliseres over n elementer av tidsserier (Sæther et al. 2009), hvor $E(\ln N_k)$ er den predikerte log-bestandsstørrelsen basert på observert bestandsstørrelse N_{k-1} og ligning (1), og $\sigma^2 =$

$\frac{\sigma_e^2 + \sigma_d^2}{N_t}$. Demografisk varians ble antatt å være 0,1, som er en realistisk verdi for lenge-levende fugler (Lande et al. 2003).

Analysen av bestandenes levedyktighet/sårbarhet (population viability analysis - PVA) ble utført for hver bestand separat. I hvert tilfelle ble 10 000 fremtidige bestandssimuleringer modellert ved å benytte bestandsmodellen beskrevet ovenfor. Modell-verktøyet kan ikke projisere bestandene helt mot 0, men må gå mot en tenkt terskel. I dette studiet satte vi denne terskelen til halvert bestand, da en halvering av bestanden regnes som et nivå hvor varsellampene bør begynne å blinke. Denne terskelen ble satt til halvert bestand i disse analysene. En halvert bestand og den endring i tiden det tar før bestanden når halvering gir et vurderings-grunnlag for om eller når forvaltningstiltak bør tre i kraft. Hvor stor denne endringen i tid til bestanden halveres blir, før og etter en akutt bestandsreduksjon, gir et godt innblikk i hvor stort handlingsrom man har for å trekke beslutninger angående hvor sårbar de ulike bestandene er. Konfidensintervallene rundt median bestandsprojeksjon ble estimert som bestandens prediksjonsintervaller. En bestandsprediksjonsintervall er det stokastiske intervallet som inkluderer den ukjente bestandsstørrelsen ved en spesifikk fremtidig tid med en gitt sannsynlighet eller konfidensnivå (Lande et al. 2003), og inkorporerer stokastisitet og parameterusikkerhet. Effektene av demografisk stokastisitet og miljøstokastisitet er inkludert i modellen.

For hver bestand ble et sett med fire ulike sårbarhetssimuleringer kjørt 100 år fram i tid. En uten akutt bestandsreduksjon og tre med ulike prosentvise akutte bestandsendringer (10 %, 25 %, og 50 %). Disse tilsvarer tapskategoriene 5 -10 %, 20 – 30 % og > 30 % i miljørisikoanalyser og kan brukes som sammenligningsgrunnlag. To ulike vurderingsmetoder for sårbarhet (V1 og V2) ble brukt avhengig av om bestandene var i endring eller var stabile over tid (se figur 3 for eksempel):

V1: For bestander med bestandsnedgang ble endring i tid til halvert bestand for de ulike prosentvise akutte reduksjonene sammenlignet med fremtidig halveringstid hos en bestand uten akutt bestandsreduksjon. Hvor mye denne tiden reduseres gir mulighet til å vurdere hvor mye ekstra belastning en akutt bestandsreduksjon medfører for bestander som allerede er under press. Vurderingene i denne metoden gjøres konsekvent ut ifra verste scenario, og verdi for laveste 80 % konfidensintervall benyttes (Morris & Doak 2002).

V2: For svakt nedadgående/økende, og sterkt økende bestander ble tiden det vil ta før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før akutt bestandsreduksjon kvantifisert. Denne kan sammenlignes med restitusjonstid som benyttes i miljørisikoanalyser hvor det i dag benyttes fire ulike skadekategorier: mindre (< 1 år), moderat (1 - 3 år), betydelig (3 - 10 år) og alvorlig (> 10 år) (se boks 1). Vurderinger av hver enkelt bestands sårbarhet ble gjort på bakgrunn av disse resultatene. Ved å bruke denne tilnærmingen er det mulig å sammenligne bestandenes sårbarhet for ulike akutte bestandsreduksjoner ved å beregne hvordan en akutt ytterligere belastning vil påvirke de fremtidige bestandsprognosene. Også i denne vurderingsmetoden brukes et verste scenario, som vil si at verdien for høyeste 80 % konfidensintervall blir brukt som vurderingsgrunnlag.

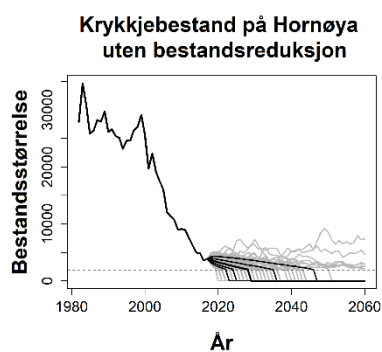
Boks 1**Kategorier av skadegrad i Miljørisikoanalyser:**

I miljørisikoanalyser fordeles bestandenes restitusjonstid, som er det samme som tid til før-kollaps bestandsstørrelse brukt i dette studiet, på fire forskjellige kategorier av ulik skadegrad:

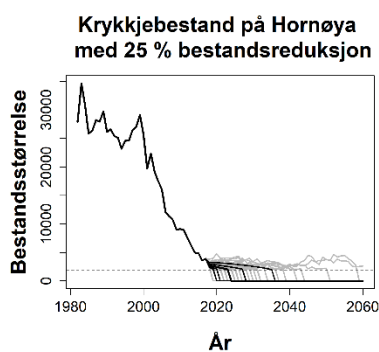
Skadekategori	Utfall (år)
Mindre	< 1 år
Moderat	1 – 3 år
Betydelig	3 – 10 år
Alvorlig	> 10 år

Disse kategoriene brukes til å gi en vurdering av alvorlighetsgraden til en akutt bestandsreduksjon hos sjøfugl, i tilfeller hvor bestandene kan komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før bestandsreduksjonen. Dette gjelder i hovedsak kun for bestander som er stabile eller øker.

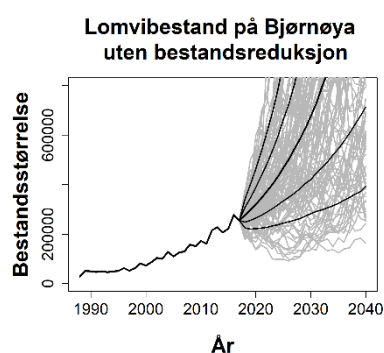
A



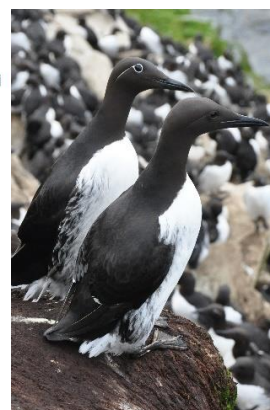
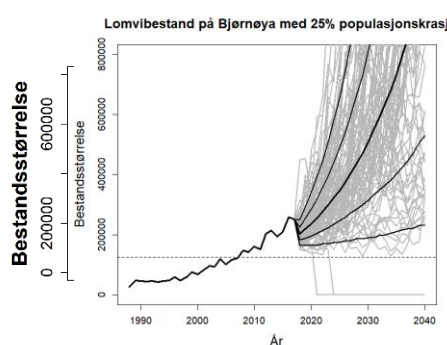
B



C



D



Figur 3. Figuren viser eksempler på hvordan vi har brukt sårbarhetsmodelleringen. Den sorte heltrukne linjen i hver figur viser årlig bestandsutvikling frem til 2017 og de grå linjene som spres ut fra den viser simulerte bestandsutviklinger fra 2017. De sorte linjene som spres ut etter 2017 viser median tid (midterste sorte linjen) i simuleringene, mens de andre linjene viser hhv. quartiler og 80 % konfidensintervaller. For å illustrere hvordan endring i tid til halvert bestandsstørrelse blir brukt som sårbarhetskriterium for en bestand i tilbakegang, vises dette for krykkje på Hornøya uten akutt bestandsreduksjon (A) og med 25 % bestandsreduksjon (B). For å illustrere hvordan endring i sårbarhet for bestander som øker vurderes, vises dette for lomvi på Bjørnøya uten bestandsreduksjon (C) og med 25 % bestandsreduksjon (D). En nedre terskel (halvert bestandsstørrelse) er vist med en grå stiplet linje for krykkjebestanden på Hornøya.

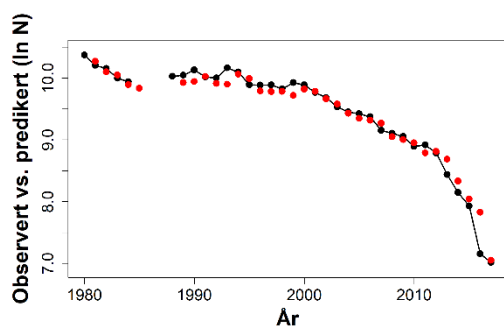
3 Resultater

3.1 Oversikt over bestandstrender

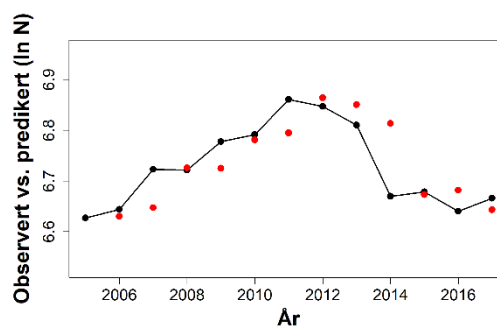
Som et mål for bestandstrend benyttes r , som her utgjør gjennomsnittlig vekstrate (på log-skala) for alle årene med bestandsstørrelse som analysene baserer seg på. For bestandene som tilhører Lofoten og Vesterålen viser bestandene av krykkje og lunde på Anda (figur 4 b og d) relativt stabile trender (enten svake nedadgående trender eller svak oppadgående trend) over alle årene med bestandsovervåking. For Røst viser imidlertid krykkje på Vedøya og totalbestanden på lunde fra Røst en sterk nedadgående trend (figur 4a og 3c). r -verdier for alle bestandene oppgis i tabell 2 og 3.

For Barentshavet finner vi at krykkje fra Bjørnøya ($r = 0 - 0.01$) og lunde fra Gjesvær ($r = -0.01$) har relativt stabil bestandstrend (hhv. figur 5 f og 5 e). Lunde fra Hornøya ($r = 0.02$) øker og alle de tre lomvibestandene i analysen øker kraftig (Hjelmsøya $r = 0.03$, Hornøya $r = 0.08$, Bjørnøya $r = 0.08$) (hhv figur 5 a, 5 g, 5 h og 5 i). Mens krykkje fra Hornøya ($r = -0.06$) og Hjelmsøya ($r = -0.12$), lunde fra Hjelmsøya ($r = -0.05$) og polarlomvi fra Bjørnøya ($r = -0.03$) har bestander som er i sterk nedgang (hhv figur 5 b, 5 d, 5 c og 5 j).

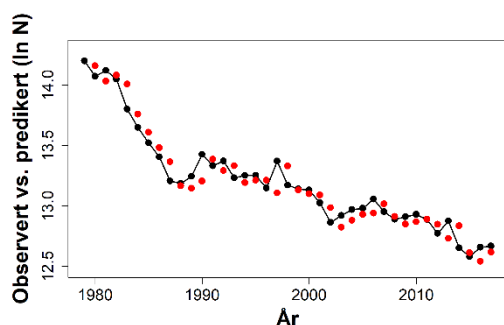
a) Krykkje Vedøy,Røst



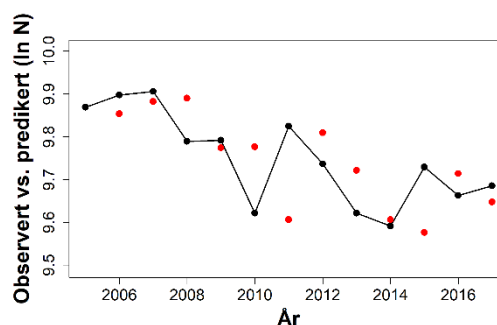
b) Krykkje Anda



c) Lunde, Røst

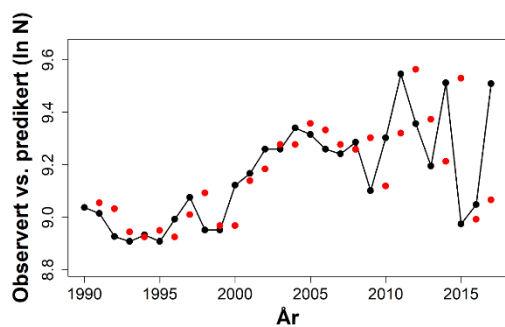


d) Lunde Anda

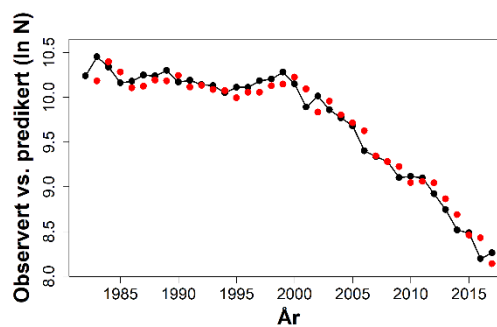


Figur 4. Observerte (sort linje) og predikerte (røde punkter) årlige bestandsstørrelser for de fire bestandene av pelagiske sjøfugl som representerer Lofoten og Vesterålen

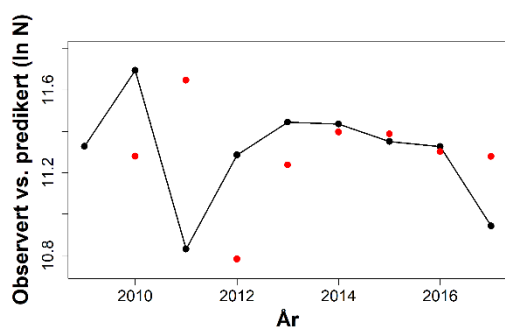
a) Lunde Hornøya



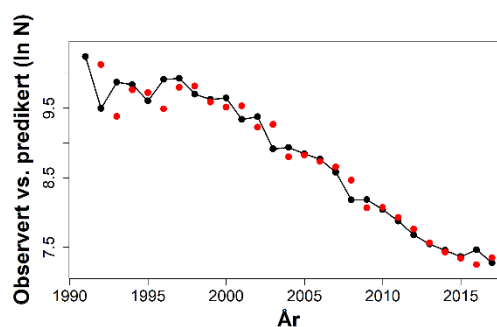
b) Krykkje Hornøya



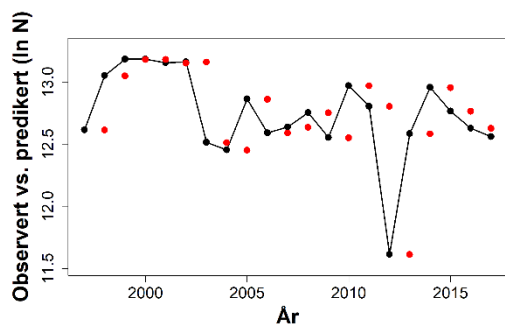
c) Lunde Hjelmsøya



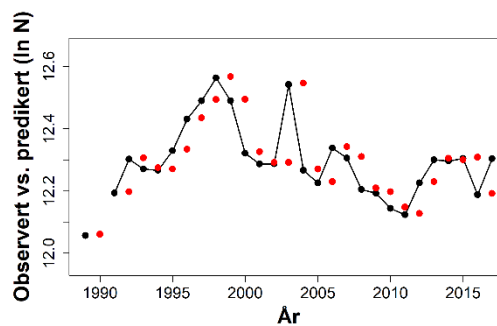
d) Krykkje Hjelmsøya



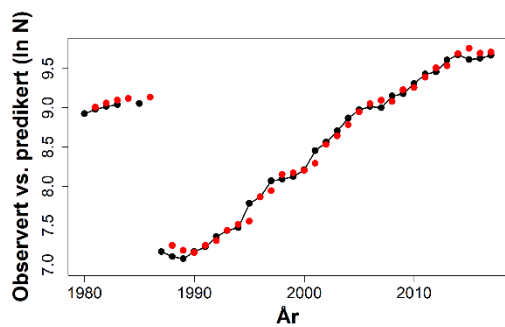
e) Lunde Gjesvær



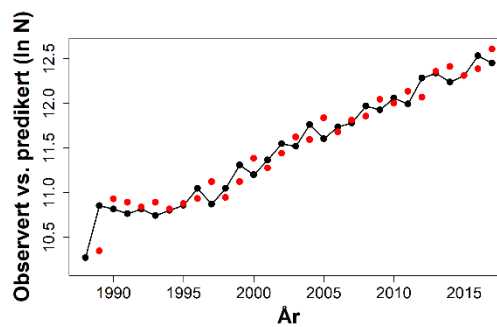
f) Krykkje Bjørnøya



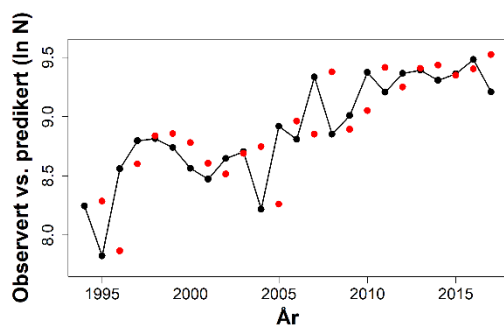
g) Lomvi Hornøya



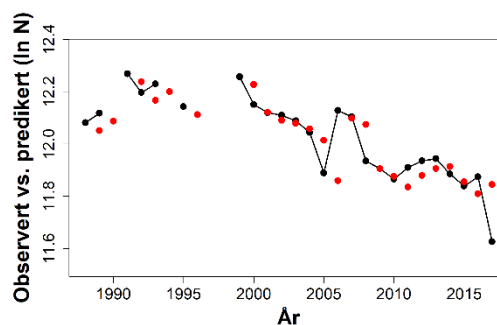
h) Lomvi Bjørnøya



i) Lomvi Hjelmsøya



j) Polarlomvi Bjørnøya



Figur 5. Observerte (svart linje) og predikerte (røde punkter) årlige bestandsstørrelser for de ti bestandene av pelagiske sjøfugl som representerer Barentshavet.

3.2 Tid til bestandene er halvert

For bestander med bestandsnedgang ble effekt av bestandsreduksjon kvantifisert i form av endring i halveringstid av bestandsstørrelsen for de ulike prosentvise akutte reduksjonene sammenlignet med tilsvarende halveringstid hos en bestand uten akutt bestandsreduksjon.

Ingen av bestandene med tilbakegang har noen sannsynlighet for å komme tilbake til samme bestandsstørrelse som før akutt bestandsreduksjon dersom bestandenes vekstrater fortsetter som den har gjort i de årene bestandene er overvåket. Resultatene oppsummeres i tabell 2. Nedre konfidensintervall utgjør verste scenario for fremtidige bestandsprognoser, og er den riktige verdien å forholde seg til etter et føre-var prinsipp (Morris & Doak 2002).

Lunde på Røst er en bestand med tilbakegang og uten en akutt bestandsreduksjon sier prognosene at bestanden i verste tilfelle vil være halvert etter 8 år. En 10 % akutt reduksjon kan føre til at bestanden blir halvert etter 6 år (verste scenario), og 25 % reduksjon vil halvere bestanden etter kun 4 år, dvs. dobbelt så raskt som uten akutt bestandsreduksjon.

For lunde på Hjelmsøya vil tilsvarende halveringstid være 2 år etter verste scenario. Bestandsreduksjoner på 10 % og 25 % vil føre til at tid til halvert bestand er hhv. 2 og 1 år.

Krykkje fra Vedøya (Røst) har en halveringstid uten bestandsreduksjon på 4 år. Etter hhv. 10 % og 25 % reduksjon vil tilsvarende halveringstid være hhv. 3 og 2 år etter verste scenario.

Prognosene for krykkje på Hjelmsøya er i utgangspunktet også veldig dårlige og i verste fall vil bestanden være halvert etter 3 år uten akutte bestandsreduksjoner. For både 10 % og 25 % reduksjoner vil denne tiden minke til 2 år.

For krykkje på Hornøya tilsier prognosene at bestanden kan være halvert etter 6 år uten akutte bestandsreduksjoner. Ved 10 % akutt reduksjon kan bestanden være halvert etter 5 år, mens en 25 % reduksjon kan føre til at bestanden er halvert etter 3 år.

For polarlomvi på Bjørnøya vil det verste scenarioet tilsi at bestanden halveres etter 9 år uten hendelser som gir akutt bestandsreduksjon. Ved en 10 % og 25 % reduksjon vil bestanden halveres etter hhv. 8 og 5 år.

Tabell 2. Oversikt over endring i tid til halvert bestand, oppgitt som median tid med 80 % konfidensintervall (CI) i parentes, for bestander som har hatt en nedadgående trend, uten og med ulike prosentvise akutte bestandsreduksjoner for de ulike bestandene. Det oppgis ikke verdier for 50 % reduksjon da dette tilsier halvert bestandsstørrelse. Nedre konfidensintervall (markert med fet font) utgjør et verste scenario og vil være den verdien en forholder seg til ved et føre var-prinsipp. N angir bestandsstørrelse i 2017 som er siste år før simulert akutt bestandsreduksjon. Status angir gjennomsnittlig bestandstrender med observert årlig endringsrate (r) angitt i parentes.

ENDRING I HALVERINGSTID (ÅR):

LOFOTEN OG VESTERÅLEN		N (par)	status	Uten reduksjon	10 % reduksjon	25 % reduksjon
LUNDE	Røst	316800	Nedgang (r=-0.04)	16 (8 , 48)	14 (6 , 40)	10 (4 , 30)
KRYKKJE	Vedøy	1111	Nedgang (r=-0.105)	7 (4 , 15)	6(3 , 13)	4 (2 , 10)
BARENTSHAVET						
KRYKKJE	Hjelmsøya	1448	Nedgang (r=-0.12)	6 (3 , 17)	5 (2 , 15)	4 (2 , 11)
KRYKKJE	Hornøya	3870	Nedgang (r=-0.06)	12 (6 , 30)	10 (5 , 25)	7 (3 , 19)
LUNDE	Hjelmsøya	56546	Nedgang (r=-0.05)	8 (2 , ∞)	7 (2 , ∞)	5 (1 , ∞)
POLARLOMVI	Bjørnøya	112034	Nedgang (r=-0.03)	22 (9 , 126)	18 (8 , 103)	12 (5 , 66)

3.3 Tid til bestandene er tilbake til samme størrelse som før akutt reduksjon i bestandsstørrelse

For stabile og økende bestander er tid tilbake til samme bestandsstørrelse som før akutt reduksjon oppsummert i tabell 3. Med utgangspunkt i verste scenario, som er riktig å bruke som et føre var-prinsipp, bruker man verdiene fra det øvre konfidensintervallet som vurderingsgrunnlag (Morris & Doak 2002).

Ingen av de stabile bestandene av krykkje i Vesterålen (Anda) og Barentshavet (Bjørnøya) vil restitueres etter selv 10 % akutt bestandsreduksjon. Det samme gjelder de stabile lundebestandene fra begge havområdene (Anda, Gjesvær og Hornøya). Både krykkje- og lunde-bestandene oppnår en restitusjonstid i kategorien aldri, selv etter 10 % akutt reduksjon. Lundebestanden på Hornøya havner imidlertid i kategorien alvorlig etter 10 % reduksjon da den vil restitueres etter 95 år.

Av det tre lomvi-bestandene, som alle har bestander som øker, er Hjelmsøya-bestanden den mest sårbare med en restitusjonstid på 30 år etter 10 % reduksjon. En 25 % og 50 % reduksjon øker denne tiden til hhv 113 år og aldri.

Lomvi fra Bjørnøya får en restitusjonstid på hhv 7, 13 og 25 år for de tre prosentvise akutte bestandsreduksjonene.

Hornøya-bestanden av lomvi får en restitusjonstid på hhv. 4, 8 og 15 år etter hhv. 10, 25 og 50 % akutt bestandsreduksjon.

Lomvi-bestanden på Hjelmsøya havner i skadekategorien alvorlig selv etter kun 10% reduksjon. Bjørnøya-bestanden av lomvi havner i skadekategorien betydelig etter 10% reduksjon, og alvorlig etter 25 % reduksjon. Hornøya-bestanden av lomvi er i skadekategorien betydelig etter både 10 og 25 % reduksjon, og i alvorlig etter 50 % reduksjon.

Tabell 3. Oversikt over stabile eller økende bestander og estimerer på antall år til de er tilbake til samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon (restitusjonstid) etter ulike prosentvise bestandsreduksjoner. Endringer i restitusjonstid er gitt som median med 80% øvre og nedre konfidensintervall i parentes- Kategorier med alvorlighetsgrad oppgis i parentes (hentet fra MIRA). Utgangspunktet for disse er her verste scenario (øverste konfidens-intervall). N angir bestandsstørrelse i 2017 som er siste år før den simulerte bestandsreduksjonen. Status angir bestandstrendene. Bestander som er svakt økende eller synkende antas her å være stabile.

ENDRING I RESTITUSJONSTID (ÅR):

LOFOTEN OG VESTERÅLEN		N	status	Bestands-reduksjon 10 %	Bestands-reduksjon 25 %	Bestands-reduksjon 50 %
KRYKKJE	Anda	785	Stabil (r=0.003)	11 (2, ∞) (Aldri)	40 (8, ∞) (Aldri)	132 (24, ∞)(Aldri)
LUNDE	Anda	16080	Stabil (r=-0.01)	17 (1, ∞) (Aldri)	Aldri (5, ∞) (Aldri)	Aldri(20,∞) (Aldri)
BARENTSHAVET						
KRYKKJE	Bjørnøya	132732	Stabil (r=-0,01)	5 (1, ∞) (Aldri)	20 (4, ∞) (Aldri)	68 (14, ∞) (Aldri)
LUNDE	Gjesvær	338362	Stabil (r=-0.01)	2 (1, ∞) (Aldri)	4 (1, ∞) (Aldri)	12 (2, ∞) (Aldri)
LUNDE	Hornøya	11183	Øker (r=0.02)	3 (1, 95) (Alvorlig)	8 (2, ∞) (Aldri)	23 (6, ∞) (Aldri)
LOMVI	Hjelmsøya	7988	Øker (r=0.03)	2 (1, 30) (Alvorlig)	4 (1, 113) (Alvorlig)	9 (3, ∞) (Aldri)
LOMVI	Hornøya	18986	Øker (r=0.08)	2 (1, 4) (Betydelig)	4 (2, 8) (Betydelig)	9 (6, 15) (Alvorlig)
LOMVI	Bjørnøya	251519	Øker (r=0.08)	2 (1, 7) (Betydelig)	4 (2, 13) (Alvorlig)	9 (4, 25) (Alvorlig)

4 Diskusjon

4.1 Tid til halvert bestand

Alle bestandene som er i nedgang, fra begge havområdene, er i utgangspunktet sårbare og vil selv uten akutte bestandsreduksjoner nå en halvering av bestanden i forhold til dagens situasjon innen et relativt kort tidsrom dersom bestandenes vekstrater fortsetter som den har gjort i de årene bestandene er overvåket. Sårbarhetsanalysene viser at en ytterligere påvirkning som kan føre til akutte bestandsreduksjoner gir en betydelig forkortet tid til bestanden er halvert. En halvering av tiden før bestanden når en nedre kritisk terskel innebærer en betydelig økning i sårbarheten, og hendelser som fører til dette vil påvirke bestandenes prognoser sterkt og kraftig redusere handlingsrommet for å finne årsaker og sette inn tiltak. Krykkje fra Hjelmsøya er den av de modellerte bestandene i Barentshavet som i utgangspunktet er mest sårbar, og den vil nå halvert bestand ifølge verste scenario etter 3 år, selv uten akutte bestandsreduksjoner. Denne bestanden får halveringstiden forkortet med ett år ved både 10 % og 25 % reduksjon, men siden tiden til halvering i utgangspunktet allerede er kort, vil utslagene i forhold til effekter av akutte bestandsreduksjoner ikke bli så store. Krykkjebestanden på Hjelmsøya er svært lav (~1450 par i 2017) og har hatt en sterk bestandsnedgang de siste tiårene. En akutt bestandsreduksjon kan i verste fall utradere hele denne bestanden. I den andre enden av skalaen i Barentshavsregionen har vi polarlomvi fra Bjørnøya som også har gått tilbake de siste tiårene, men som har en relativ høy bestandsstørrelse som utgangspunkt. Denne bestanden vil være halvert etter 9 år ifølge det verste scenarioet, selv uten akutte bestandsreduksjoner. Polarlomviene får en halvering av bestanden etter 5 år ved 25 % akutt bestandsreduksjon. Dette er et større utslag i forhold til hvilket handlingsrom man har for eventuelle tiltak. Med tanke på at polarlomvibestanden på Bjørnøya utgjør en meget betydelig del av den totale norske bestanden, vil en halvering av tiden på denne måten være dramatisk. For analysebestandene i området Lofoten og Vesterålen er både lunde- og krykkjebestanden på Røst i kraftig nedgang. Lundebestanden der får en betydelig redusert halveringstid ved hhv. 10 % og 25 % reduksjon, fra 8 år uten bestandsreduksjon til hhv. 6 og 4 år med det verste scenarioet. Lundebestanden på Røst er en av de største i Norge, men har gått sterkt tilbake de siste fire tiårene, trolig mest grunnet dårlig ungeproduksjon og manglende rekruttering. Det at bestanden kan halveres etter så få år dersom det skulle skje en akutt bestandsreduksjon, gjør denne bestanden veldig utsatt og sårbar. Tilstanden for krykkjebestanden på Røst er enda verre og uten akutt bestandsreduksjon vil bestanden halveres etter kun 4 år. Ved en 10 og 25 % reduksjon vil bestanden være halvert etter hhv 3 og 2 år.

4.2 Tid til bestander med positiv vekstrate kommer tilbake til nivået før akutt bestandsreduksjon

For bestander som øker eller er stabile, sier resultatene fra disse analysene at akutte bestandsreduksjoner vil ha en alvorlig effekt på bestander som er tilknyttet til både Lofoten og Vesterålen og Barentshavet. Både krykkje og lunde bestandene vil selv ved en akutt bestandsreduksjon på kun 10 % havne i skadekategorien Alvorlig og vil aldri nå tilbake til samme bestandsstørrelse som før noen av de akutte bestandsreduksjonene (for beskrivelse av skadekategoriene se boks 1).

For lomvibestandene med tilknytning til Barentshavet, som alle er bestander som øker, vil akutte bestandsreduksjoner også ha alvorlig innvirkning på deres evne til å oppnå samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon og de fleste bestandene havner i skadekategorien Alvorlig. Kun lomvibestandene fra Hornøya og Bjørnøya havner i kategorien Betydelig ved 10 % reduksjon. Det er imidlertid viktig å merke seg at lomvibestandene hadde en 80 % kollaps i antall hekkende individer på midten av 1980-tallet. De har nylig kommet tilbake til samme bestandsstørrelse som før bestandskollapsen (Fig. 5 g, h og i). Selv om ikke utslagene av ytterligere bestandsreduksjoner blir så store for de tre lomvibestandene inkludert i dette studiet, vil det likevel medføre en ekstra belastning på bestander som i utgangspunktet har vært svært små etter

den forrige bestandskollapsen. Krykkje fra Bjørnøya vil aldri oppnå samme bestandsstørrelsen som før en akutt reduksjon selv etter 10 % reduksjon i et verste scenario. Det samme gjelder lundene Gjesvær. Lundene fra Hornøya vil ikke oppnå samme bestandsstørrelse som før akutt reduksjon etter en 25 % og 50 % reduksjon, og vil trenge 95 år på å komme tilbake etter 10 % reduksjon.

Av artene i dette studiet med bestander i vekst skiller lunde og krykkje seg ut som de mest sårbare i begge havområdene.

4.3 Utfordringer i forhold til sårbarhetsanalyser basert på årlige tellinger

Sårbarhetsanalysene i dette studiet har kun tatt høyde for at miljøvariasjonen fortsetter uforandret slik som i de observerte tidsseriens lengde. Klimaprognosene for fremtiden tilsier at klimaet vil endre seg (IPCC 2018). Hvordan dette vil påvirke bestandsutviklingen til de ulike bestandene bør tas høyde for i fremtidige sårbarhetsanalyser ved å modellere ulike klimascenarioer slik som for eksempel for krykkje i studiet av Sandvik et al. (2014). Her ble det konkludert med at krykkjebestandene kunne bli utryddet etter bare 50 år med de forventede klimaendringer. Dersom man ikke tar høyde for forventede miljøendringer i sårbarhetsmodellene kan man ende opp med resultater som enten gir et for optimistisk eller pessimistisk bilde på fremtidsutviklingen til bestandene. Det kan se ut som det skjer endringer i de grunnleggende marine miljøforholdene (klima og næringstilgang) med 10-20 års mellomrom (såkalte regimeskift). Å innarbeide prediksjoner om slike endringer i modelleringen er det ultimate målet på lengre sikt, som ledd i arbeidet mot en mer økosystembasert forvaltning.

Det er i tillegg viktig å merke seg at det ofte er vanskelig å måle effekter av massedødshendelser på bestandsnivå ut ifra bestandstakseringsdata alene (ICES 2005). Flere faktorer avgjør om slike effekter kan måles. Om det er voksne eller unge fugler som dør har ulik betydning for om den økte dødeligheten kan dokumenteres gjennom de årlige tellingene. Økt dødelighet av ungfugl vil ikke kunne registreres i hekkebestanden før etter noen år når de var ventet å skulle rekruttere inn i bestanden. Naturlig variasjon i tidspunkt for hekkstart gjør også at slike effekter gjerne spres over flere år, og dermed ikke oppdages like lett. Dersom voksne hekkefugler dør, kan såkalte «floaters», dvs. fugler som ikke hekker selv om de har nådd hekkealder, kunne ta over plassen til de opprinnelig etablerte hekkefuglene (se for eksempel Kokko et al. 2004). På den måten vil effekter av økt dødelighet som følge av for eksempel oljesøl bli maskert i takseringsdataene. Flere av bestandene, som for eksempel lunde fra Røst og fastlandsbestandene av krykkje, i dette studiet er imidlertid i sterk nedgang og har opplevd flere etterfølgende år med hekkesvikt. Det er lite sannsynlig at det finnes «floaters» i disse bestandene. Det er derfor viktig å ta høyde for bestandenes aldersstruktur og demografi. I bestander med lav andel av ungfugler, etter for eksempel flere påfølgende år med hekkesvikt, vil en bestandsreduksjon kunne ha en sterkere effekt fordi bestandens potensiale for å vokse er lav. Dersom en ikke tar høyde for demografi og aldersstruktur i bestander med rekrutteringsproblemer og liten grad av «floaters» kan dette ha stor effekt på bestandens buffringseffekt mot bestandsreduksjoner. Tidsserier med fangst-gjenfangst-data for merkede hekkefugler kan lettere avdekke økning i dødelighet enn kun overvåking av bestandsstørrelse. I tillegg kan noen bestander ha en demografisk heterogenitet hvor påvirkningsfaktorer kan virke forskjellig på ulike deler av bestanden, som for eksempel kjønn (Oro et al. 2018), noe som kan være med på å drive bestander av monogame sjøfugler hurtigere ned enn det prognosene tilsier og som ikke vil kunne fanges opp dersom dette ikke tas høyde for i analysene. Sårbarhetsanalyser basert på rene takseringsdata tar ikke høyde for demografisk heterogenitet.

Demografiske modeller som tar høyde for overlevelse, fekunditet og bestandenes aldersstruktur kan være et godt fremtidig verktøy for å ta høyde for de nevnte utfordringene.

4.4 Bestandenenes sårbarhet i lys av ulike sesongmessige utbredelser

Sesongmessige variasjoner i sjøfuglenes leveområder kan ha stor betydning i forhold til hvor sårbare de er for bestandsreduksjoner. Lysloggerstudiene fra SEAPOPOP/SEATRACK gir detaljert informasjon om ulike bestander og arters utbredelse utenom hekketiden. Det er stor variasjon i hvor knyttet de ulike artene og bestandene er til havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen og i Barentshavet gjennom året.

Isolert sett viser sårbarhetsanalysene i dette studiet at alle de fire bestandene av krykkje og lunde som representerer området Lofoten og Vesterålen kommer ut som svært sårbare for akutte bestandsreduksjoner. Dersom man vha. lyslogger-dataene fra SEATRACK (<http://seatrack.seapop.no/map/>) vurderer hvor stor del av året disse bestandene befinner seg i havområdene ved Lofoten og Vesterålen, ser man at det kun gjelder perioden fra senvinter/tidlig vår til hekkesesongen er avsluttet sent på sommeren. Dette kan være viktig informasjon i forhold til iverksetting av tiltak for å beskytte disse bestandene.

For bestandene som er knyttet til Barentshavet er bildet mer variert. Lysloggerdata viser at for eksempel krykkjebestanden er knyttet til dette havområdet i tidsrommet februar til oktober. Mellom oktober og februar trekker de fleste ut av Barentshavet mot havområdene utenfor Newfoundland og Labrador, bortsett fra krykkje fra Bjørnøya som oftest trekker ned mot Nordsjøen. Polarlomvi fra Bjørnøya oppholder seg i Barentshavet store deler av året bortsett fra om vinteren da de trekker til havområdene nord for Island og over mot kysten av Øst-Grønland. De fleste lundene og lomviene som hekker ved Barentshavet holder derimot til der gjennom hele året.

For å kunne forvalte disse bestandene på en hensiktsmessig måte er det behov for mer spesifikke målrettede tiltak som tar høyde for bestandenenes variasjoner i utbredelse gjennom året. Det er derfor behov for mer presis kartlegging av områdebruk, og kartlegging av næringssøksområder. For lomvibestanden, som kom ut som noe mindre sårbare enn bestandene av krykkje, lunde og polarlomvi i sårbarhetsanalysene, er det spesielt viktig å ta i betraktning at de som er hjemmehørende i Barentshavet befinner seg i dette havområdet gjennom hele året. Disse bestandene utgjør minst 90 % av den totale norske lomvibestanden, og siden de befinner seg innenfor et ganske begrenset område utenfor hekkesesongen, blir disse bestandene ekstra sårbare for hendelser som kan føre til betydelige bestandsreduksjoner. Dersom det for eksempel skulle skje et uheldsutslipp fra petroleumsvirksomheten i dette området, kan det potensielt få store konsekvenser for den totale norske lomvibestanden selv om sårbarhetsanalysene i dette studiet isolert sett viser at lomviene er mindre sårbare og har en relativt god evne til å restituere enn bestandene av de andre artene vi undersøkte.

4.5 Konklusjon

Hvor stor endring i sårbarhet de ulike bestandene får etter akutte bestandsreduksjoner avhenger av bestandenenes forutgående utvikling. Bestander i nedgang er i utgangspunktet mer sårbare for akutte bestandsreduksjoner enn økende bestander. For å kunne gjøre gode vurderinger av sårbarhet bør en derfor skille mellom bestander i tilbakegang og bestander som har en bedre utvikling. Bestander som går tilbake vurderes best ut ifra hvor mye en akutt bestandsreduksjon vil redusere tiden det tar til bestanden når en nedre kritisk grense. I dette studiet satte vi denne terskelen til halvert bestandsstørrelse da det er behov for vurderingskriterier som tar høyde for en kortere tidsramme enn de tradisjonelle sårbarhetskriteriene (tid til bestanden regnes som ekstinkt) som vanligvis benyttes i sårbarhetsanalyser. Analysene viste at alle bestandene fikk en betydelig endring i sin sårbarhet etter en akutt bestandsreduksjon.

I miljørisikoanalyser finnes det imidlertid ikke egne skadekategorier som kan fange opp og vurdere effekter på bestander i nedgang på samme vis som for bestander som øker eller er stabile. I sistnevnte brukes restitusjonstid, som vil si tiden det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før en akutt bestandsreduksjon. Disse bestandene vil uansett havne i

skadekategorien aldri siden tiden det tar før bestanden er tilbake til samme bestandsstørrelse som før skade er uendelig. Dette gir et lite nyansert bilde. For å kunne implementere resultater fra sårbarhetsmodellering for bestander i tilbakegang, anbefaler vi å utvikle et vurderingssett som ser på potensiell endring i tid før bestanden når en nedre grense for når varsellampene bør begynne å blinke. Å benytte en bestandshalvering som beskrevet i dette studiet, kan utgjøre en slik nedre terskel.

For bestander som regnes som stabile eller økende tilsier analysene at krykkje og lunde fra begge havområdene oppnår alvorlig skade selv ved 10 % akutt reduksjon. Lomvibestandene i Barentshavet oppnår en noe lavere sårbarhet men likevel innenfor kategorien betydelig, bortsett fra lomvi fra Hjelmsøya som havner i skadekategorien alvorlig selv ved 10 % reduksjon.

For å kunne ta høyde for den sterkt styrende livshistoriestrategien til sjøfugl i denne typen modellering, anbefaler vi at det utvikles metoder for sårbarhetsvurdering som implementerer resultater av demografisk modellering, noe som vil være en bedre, men mer resurskrevende tilnærming. Gjennom SEAPOP finnes det nå godt opparbeidede tidsserier på både voksenoverlevelse og hekkesuksess, som er viktige demografiske faktorer og kan brukes til å forklare om det er variasjonen i voksenoverlevelse eller i hekkesuksess/rekruttering som regulerer de ulike bestandene. Så langt er det kun publisert én slik analyse for en norsk sjøfuglbestand, nærmere bestemt krykkjebestanden på Hornøya (Reiertsen et al. 2013). Denne bestanden var relativt stabil fra 1980 og fram til rundt 2000, men har etter det hatt en dramatisk nedgang. Vha. en matrisemodell der man også brukte aldersstruktur for å vurdere det relative bidraget til voksenoverlevelse, hekkesuksess og rekruttering av unger til bestandene før og etter år 2000, viste analysene at selv om endringen i voksenoverlevelse hadde en betydning, var den negative endringen i bestandens reproduksjon (og dermed manglende rekruttering) enda viktigere. Årsaken til bestandsnedgangen var derfor først og fremst knyttet til svært lav hekkesuksess og sviktende rekruttering etter 2000. Selv om det foreløpig ikke er publisert slike analyser for andre arter/bestander, så er mistanken at manglende rekruttering er en svært viktig årsak til mye av de vi ser av langvarige negative trender for flere av artene. Eksempelvis er det mye som tyder på at nedgangen hos lunde på Røst, hvor det har vært nærmest total hekkesvikt i 31 av de 55 årene siden undersøkelsene startet i 1964, styres av manglende rekruttering (Harris et al. 2005, Reiertsen et al. in prep.).

5 Referanser

Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1981. Undersøkelser av oljeskadede sjøfugler i forbindelse med oljekatastrofen i Skagerrak desember 1980/ januar 1981. Viltrapport 16: 1–41.

Anker-Nilssen, T., Jones, P. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of Auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. *Seabird* 11: 28–46.

Burger, A.E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. *Marine Pollution Bulletin* 26: 140–143.

Camphuysen, C.J. 1989. Beached Bird Surveys in the Netherlands 1915–1988; Seabird Mortality in the southern North Sea since the early days of Oil Pollution. Techn. Rapport Vogelbescherming 1, Werkgroep Noordzee, Amsterdam, 322 s.

Camphuysen, C.J. 1998. Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 36: 519–526.

Castege, I., Lalanne, Y., Gouriou, V., Hemery, G., Girin, M., D'Amico, F., Mouchès, C., D'Elbee, J., Soulier, L., Pensu, J., Lafitte, D. & Pautrizel, F. 2007. Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the "Prestige" oilspill in Aquitaine (France). *Ardeola* 54(2): 289–307.

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad, G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. NINA Rapport 338, 161 s.

Erikstad, K.E., Reiertsen, T.K., Barrett, R.T., Vikebo, F., Sandvik, H. 2013. Seabird-fish interactions: the fall and rise of a common guillemot *Uria aalge* population. *Mar Ecol Prog Ser* 475: 267–276 DOI: 10.3354/meps10084.

Erikstad, K.E., Benjaminsen, S., Reiertsen, T.K., Ballesteros, M. & Strøm, H. 2018. Modelling av svømmetrekket til lomvi (*Uria aalge*) fra Bjørnøya til norskekysten. Utvikling av ny metodikk for bruk av lysloggere (GLS), dykkeloggere (TDR) og sjøtemperaturer (SST) til kartlegging av svømmetrekket hos alkefugl. Tromsø: Norsk institutt for naturforskning 2018 (ISBN 978-82-426-3284-5) 21 s. NINA rapport(1546), 21pp.

Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T., Strøm, H. & Systad, G.H. 2015. The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. NINA Report 1151, 84 s.

Fauchald, P., Erikstad, K.E. & Reiertsen, T.K. 2019. Sjøfugl i Barentshavet – vurderinger av sårbare arter, bestander, områder og perioder basert på nyeste kunnskap. NINA Rapport 1616.

Frederiksen, M., Wanless, S., Harris, M.P., Rothery, P. & Wilson, L.J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *Journal of Applied Ecology* 41: 1129–1139.

Goethe, F. 1969. The effects of oil pollution on populations of marine and coastal birds. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 17: 370–374.

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. *Marine Ecology Progress Series* 297: 283–296.

ICES. 2005. Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE), 29 March – 1 April 2005, Texel, The Netherlands. ICES CM 2005/G:07, 49 s.

IPCC. 2018: Summary for Policymakers. I: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (red.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 s.

Jacobsen, T. & Ozhigin, V.K. 2011. The Barents Sea. Ecosystem, Resources, Management. Half a century of Russian – Norwegian cooperation. Tapir Academic Press, Trondheim, Norway.

Jenouvrier, S., Holland, M., Stroeve, J., Barbraud, C., Weimerskirch, H., Serreze, M. & Caswell, H. 2012. Effects of climate change on an emperor penguin population: analysis of coupled demographic and climate models. *Global Change Biology* 18(9): 2756–2770.

Kokko, H., Harris, M.P. & Wanless, S. 2004. Competition for breeding sites and site-dependent population regulation in a highly colonial seabird, the common guillemot *Uria Aalge*. *Journal of Animal Ecology* 73 (2): 367 – 376.

Lande, R., Sæther, B.E. & Engen, S. 2003. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford, UK.

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. Implementeringer av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Statens forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Alpha Rapport 1007–1, 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.

Morris, W.F. & Doak, D.F. 2002. Quantitative Conservation Biology. Theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland, Massachusetts, U.S.A.

Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Alvarez, D., Leyenda, P.M. & Velando, A. 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere* 2(7): 1–14.

Myksvoll, M.S., Erikstad, K.E., Barrett, R.T., Sandvik, H. & Vikebø, F. 2013. Climate-driven ichthyoplankton drift model predicts growth of top-predator young. *PLoS ONE* 8(11): e79225.

Oro, D., Alvarez, D. & Velando, A. 2018. Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator. *Ecological Applications* 28(3): 612–621.

Reiertsen, T.K., Barrett, R. & Erikstad, K.E. 2013. Kittiwakes on the cliff edge: a demographic analysis of a steeply declining arctic population. In “Seabirds, Climate and Prey: A population study of two seabird species”. Phd thesis, UIT Arctic University of Norway.

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: 817–831.

Sandvik, H., Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Systad, G.H. & Myksvoll, M.S. 2014. The decline of Norwegian kittiwake populations: modelling the role of ocean warming. *Climate Research* 60: 91–102.

Sandvik, Hanno; Barrett, Robert T; Erikstad, Kjell E; Myksvoll, Mari Skuggedal; Vikebø, Frode Bendiksen; Yoccoz, Nigel Gilles; Anker-Nilssen, Tycho; Lorentsen, Svein-Håkon; Reiertsen, Tone; Skardhamar, Jofrid; Skern-Mauritzen, Mette; Systad, Geir Helge. 2016 Modelled drift patterns of fish larvae link coastal morphology to seabird colony distribution. *Nature Communications* Volum 7.

Systad, G.H.R., Bjørgesæter, A., Brude, O.W. & Skeie, G.M. 2018. Standardisering og tilrettelegging av sjøfugldata til bruk i konsekvens- og miljørisikoberegninger. NINA Rapport 1509.

Systad, G.H.R., Fauchald, P., Descamps, S., Christensen-Dalsgaard, S., Strøm, H. og Tarroux, A. 2019. Identifisering av viktige områder for sjøfugl i norske havområder – innspill til forvaltningsplanarbeidet 2018. NINA Rapport 1627

Sæther, B.E., Grøtan, V., Engen, S., Noble, D.G. & Freckleton, R.P. 2009. Critical parameters for predicting population fluctuations of some British passerines. *Journal of Animal Ecology* 78: 1063–1075.

Velando, A., Alvarez, D., Mourino, J., Arcos, F. & Barros, A. 2005. Population trends and reproductive success of European Shag following the Prestige Oil spill in the Iberian Peninsula. *Journal of Ornithology* 146: 116–120.

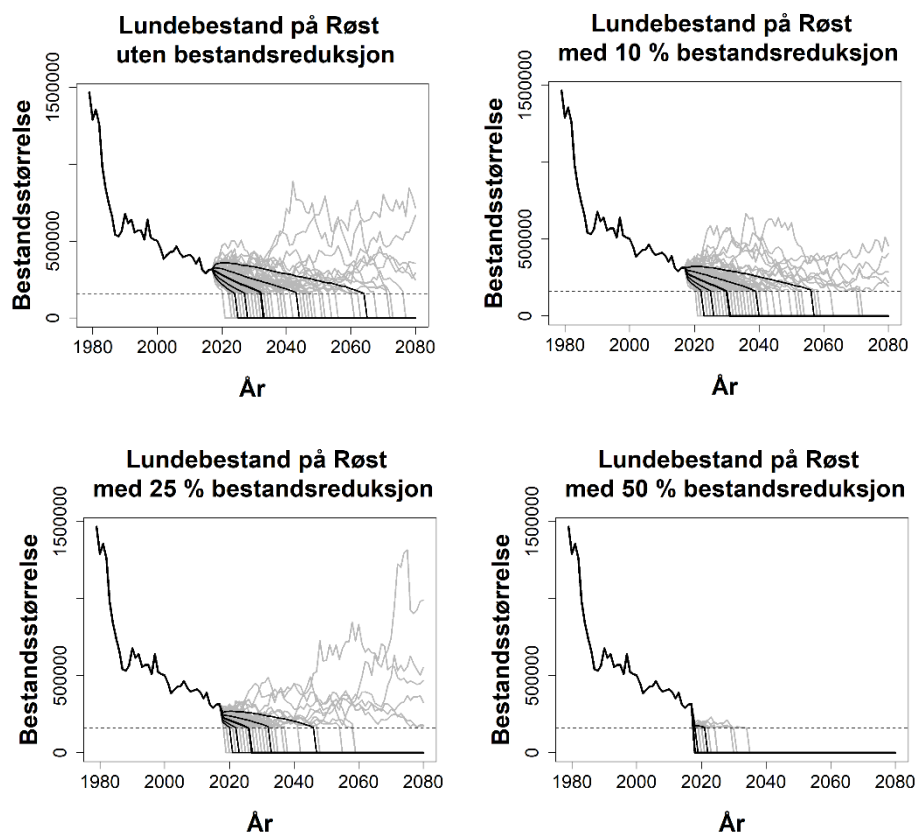
Wiese, F.K. 2002. Seabirds and Atlantic Canada's Ship-Source Oil Pollution. World Wildlife Fund Canada, Toronto, Canada.

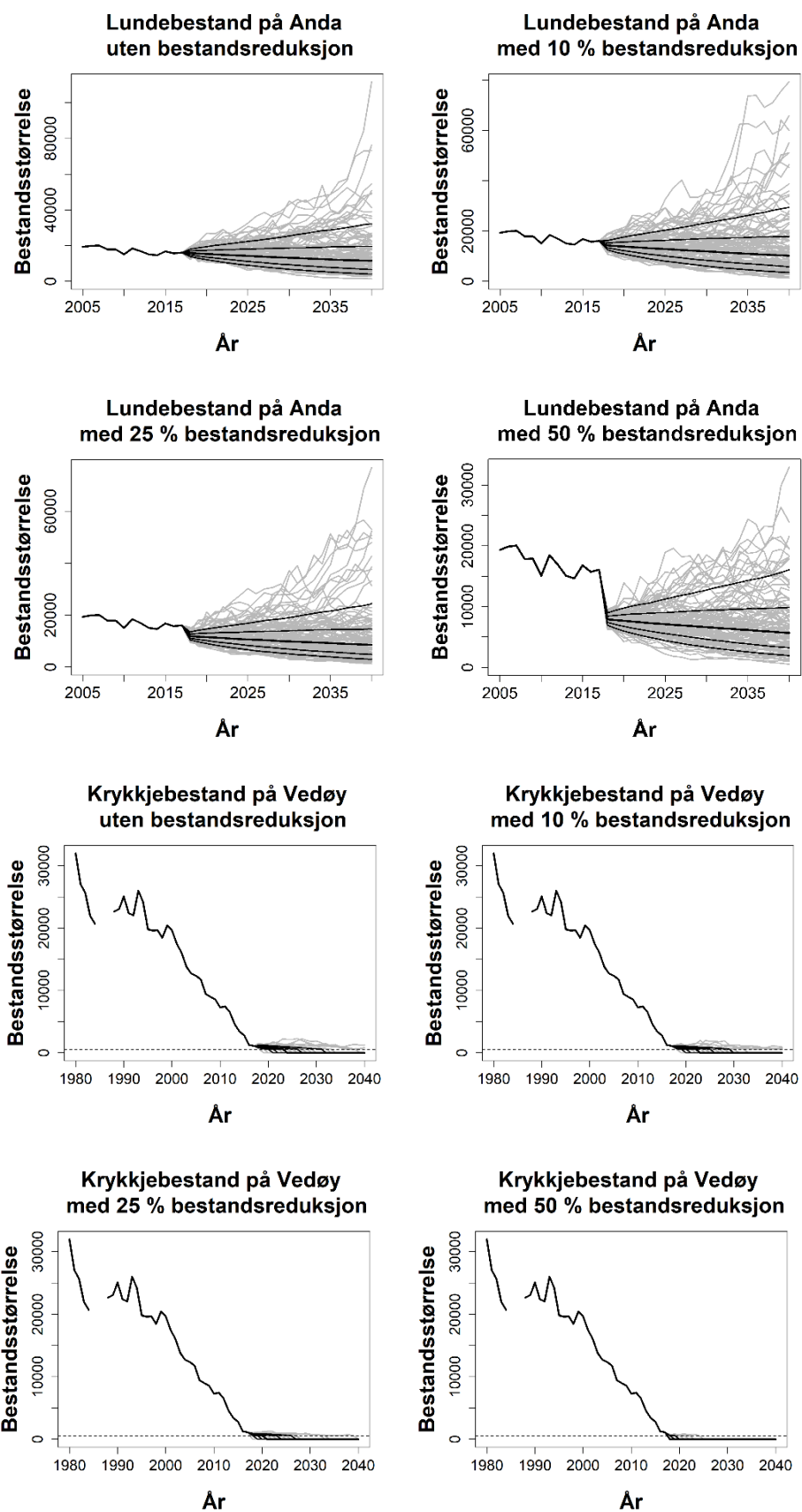
Wiese, F.K. & Ryan, P.C. 2003. The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984–1999. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1090–1101.

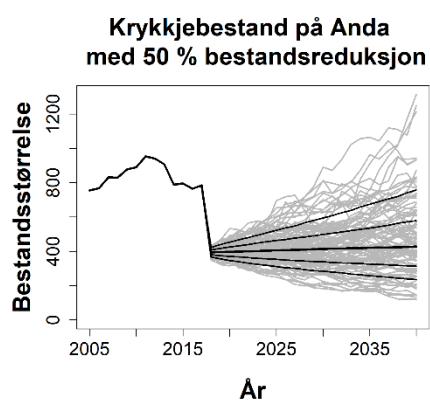
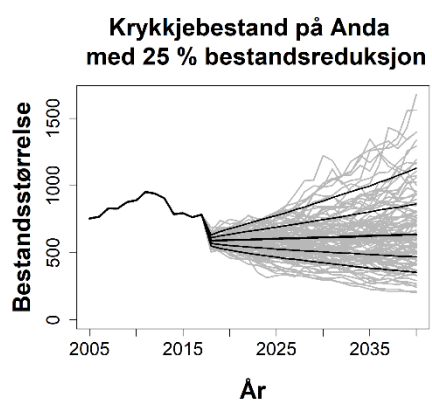
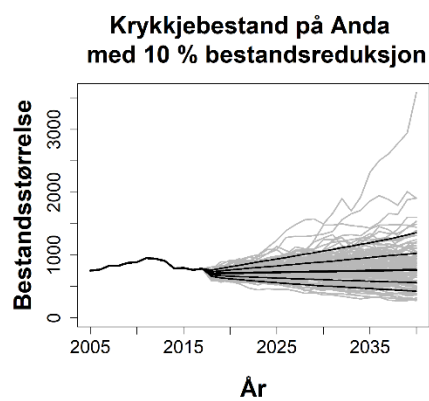
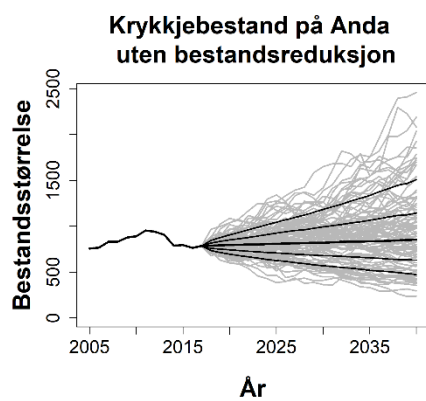
6 Vedlegg

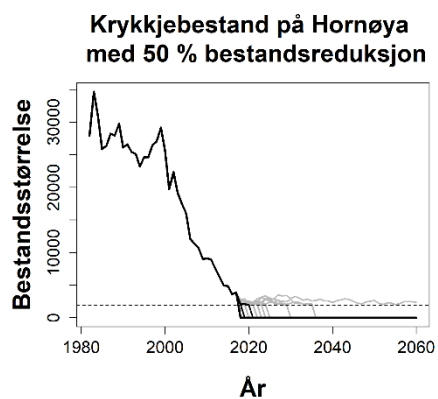
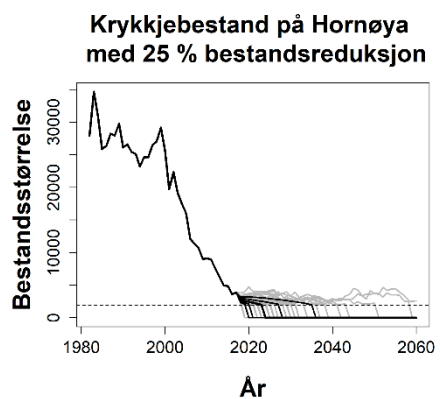
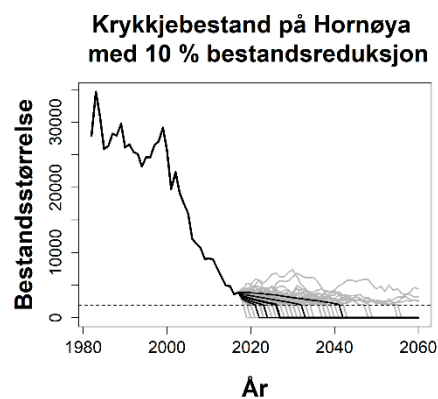
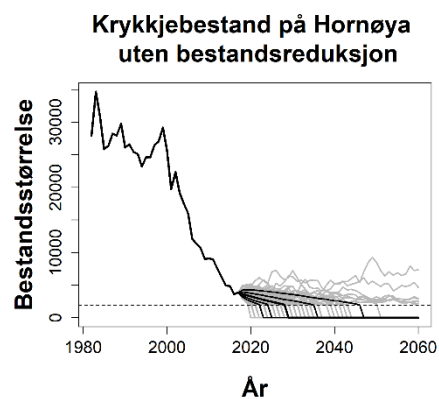
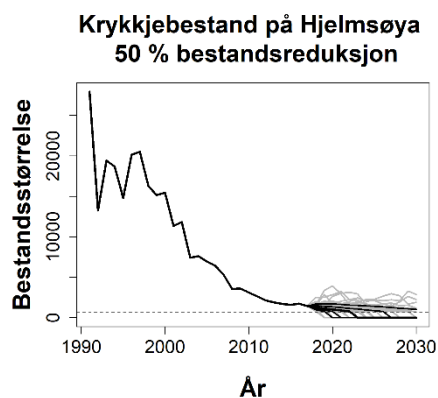
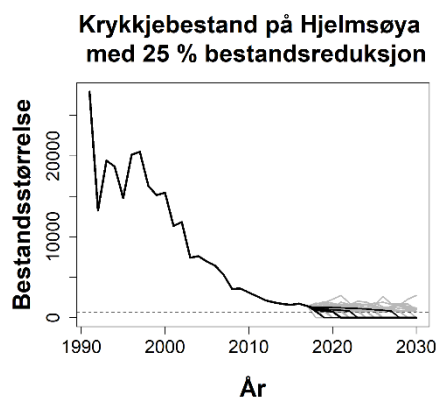
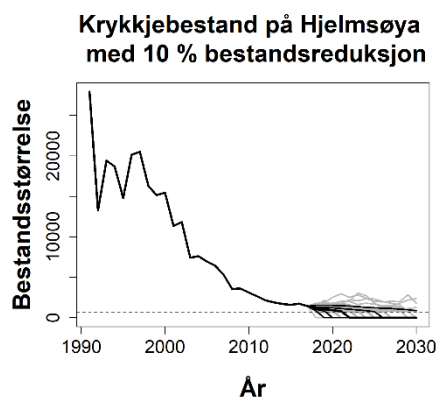
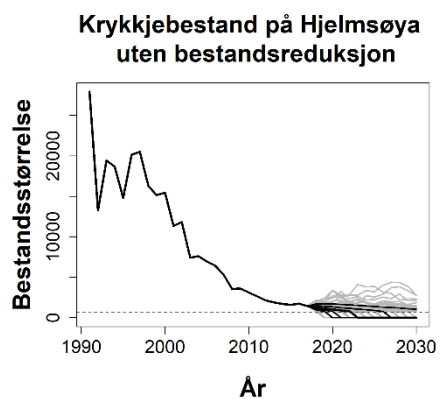
Oversikt over årlige bestandsutviklinger og simulerte fremtidige bestandsutviklinger uten bestandsreduksjon og ved tre ulike akutte bestandsreduksjoner (10 %, 25 % og 50 %) for fire sjøfuglarter som benytter havområdene utenfor Lofoten, Vesterålen og i Barentshavet. Oversikten er inndelt primært i havområder og sekundært i arter.

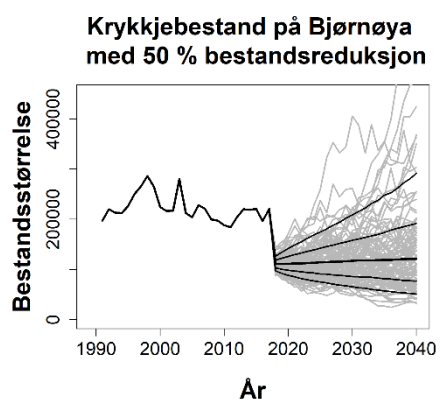
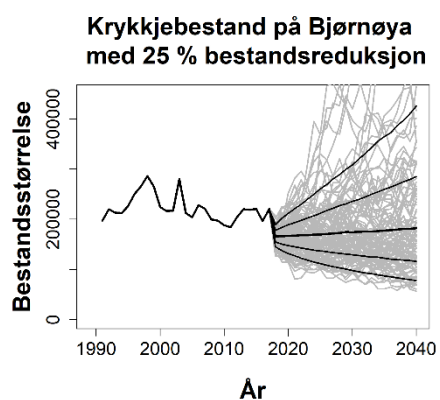
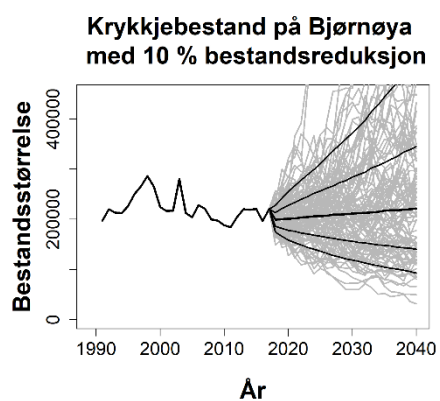
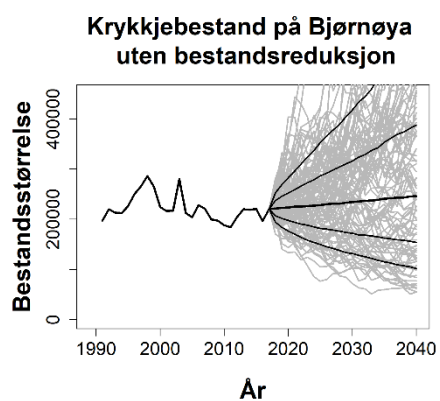
Havområdene ved Lofoten og Vesterålen:

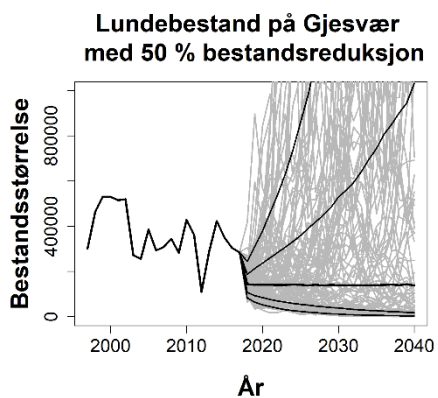
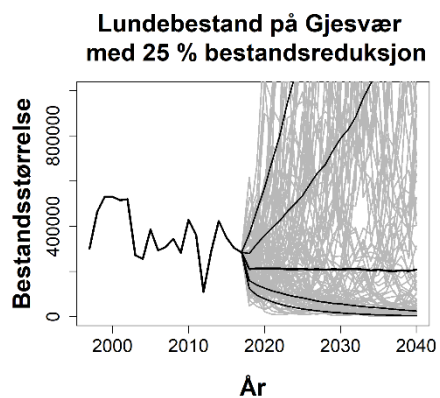
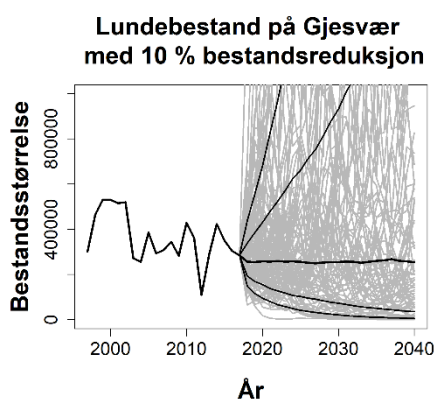
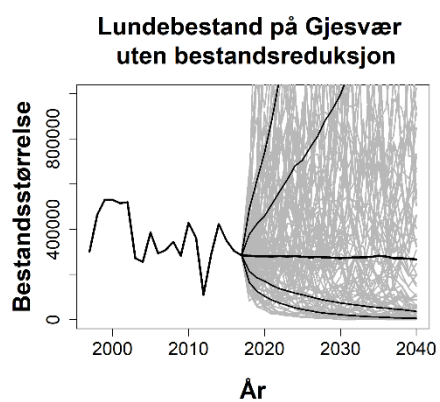
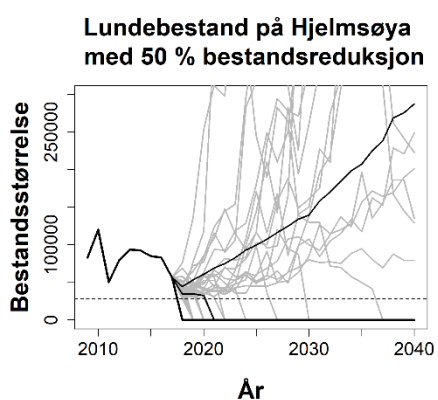
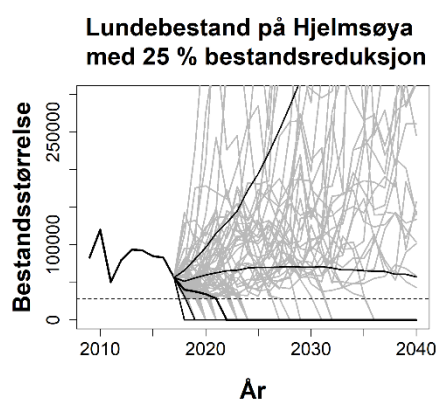
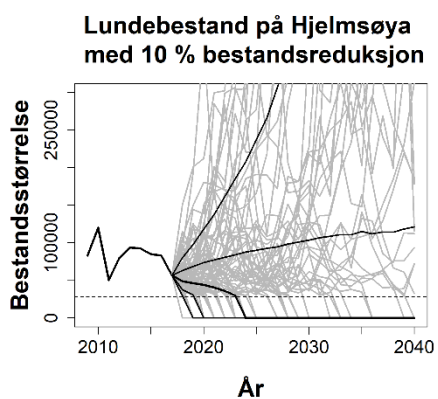
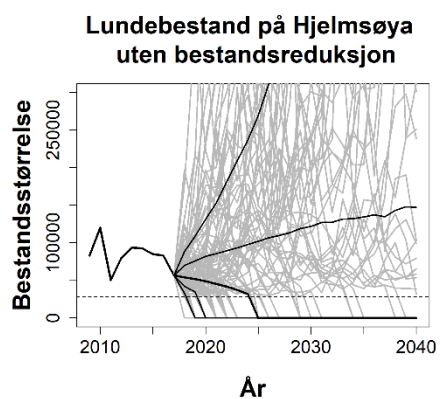


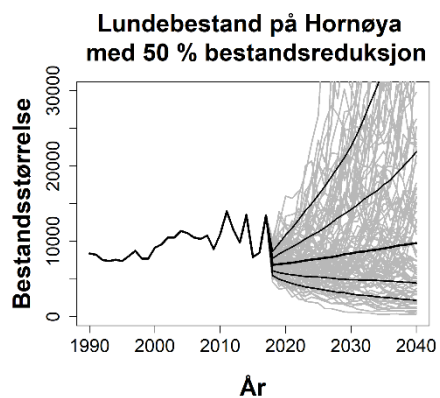
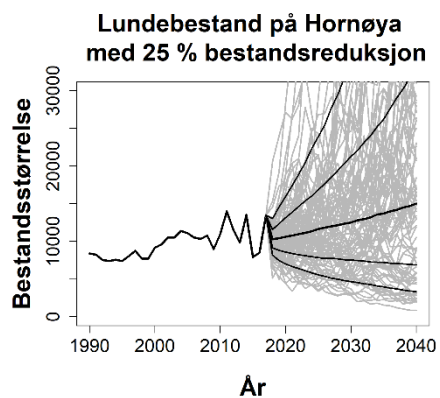
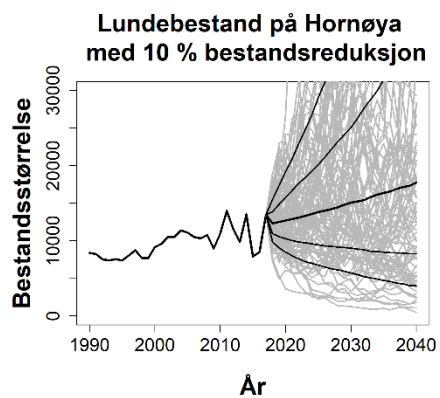
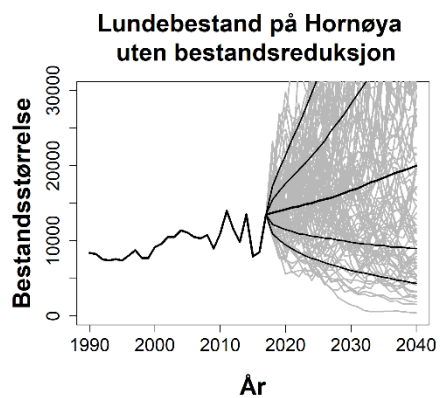


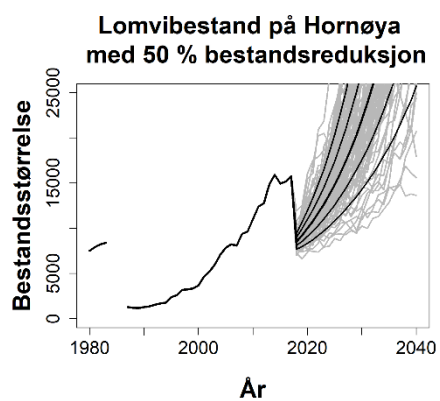
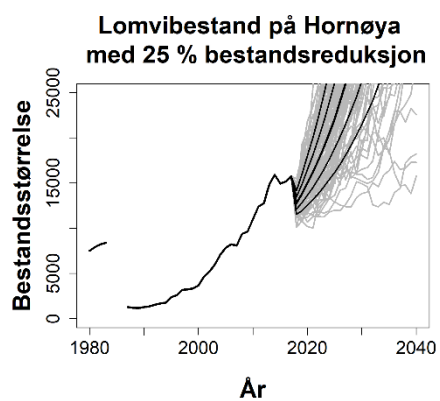
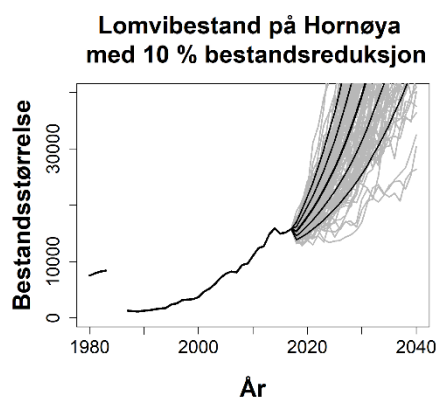
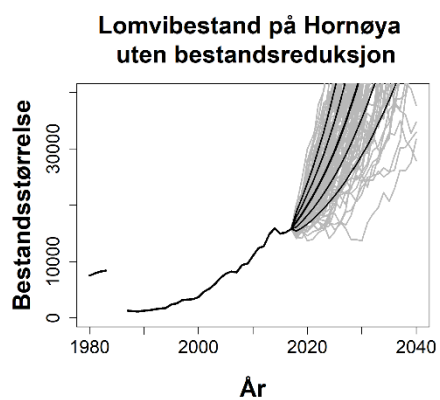
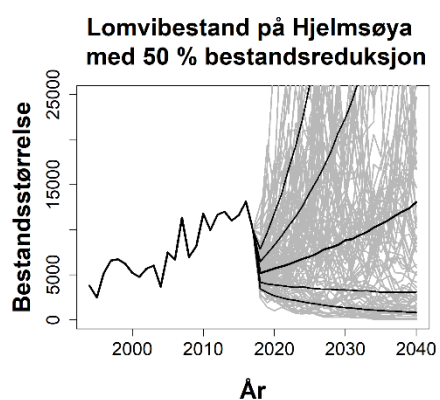
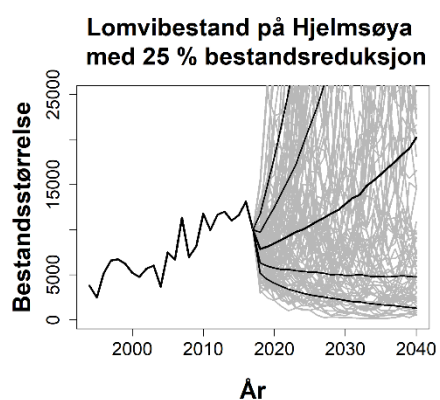
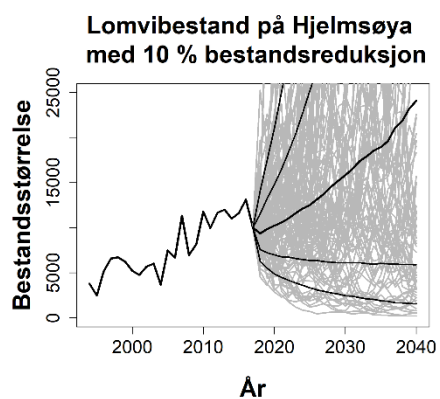
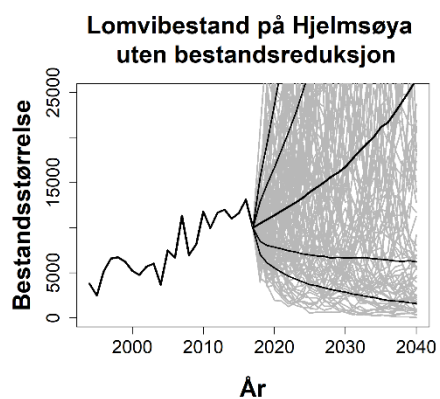


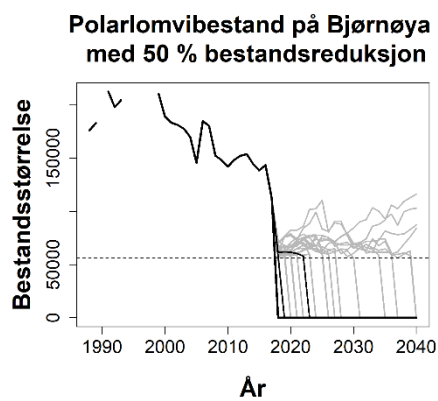
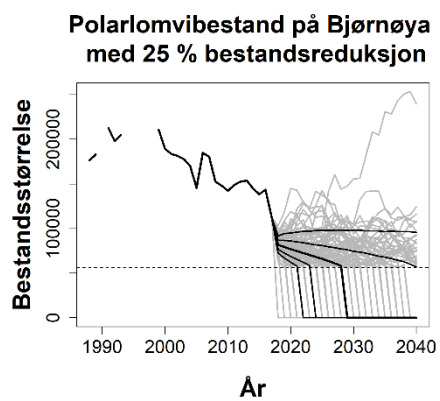
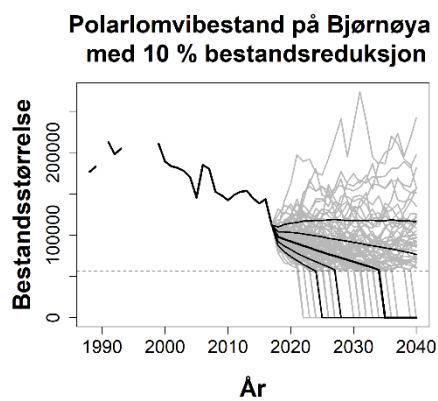
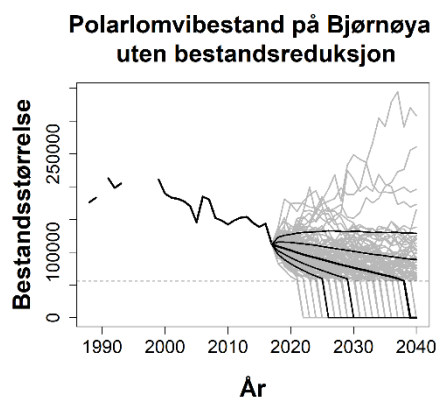
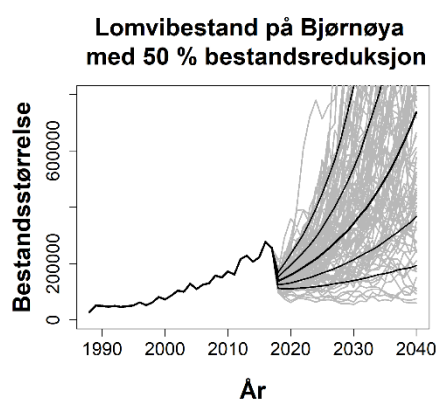
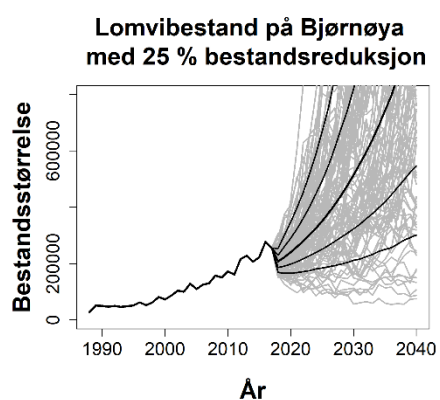
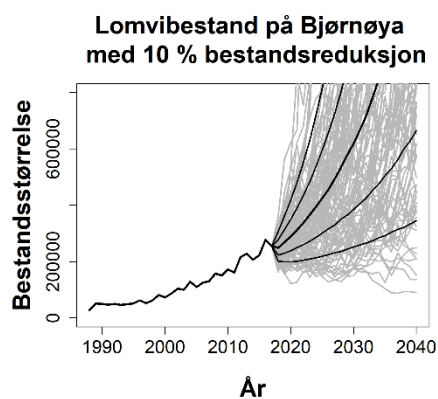
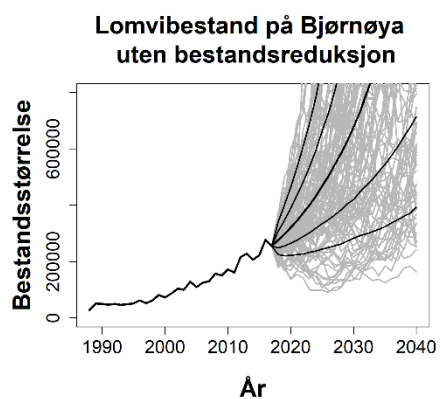
Barentshavet:











*Norsk institutt for naturforskning, NINA,
er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og
samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i
Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø,
Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA
Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal,
og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i
Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene,
samfunnets bruk av naturen og sammenhenger
med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3285-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger