

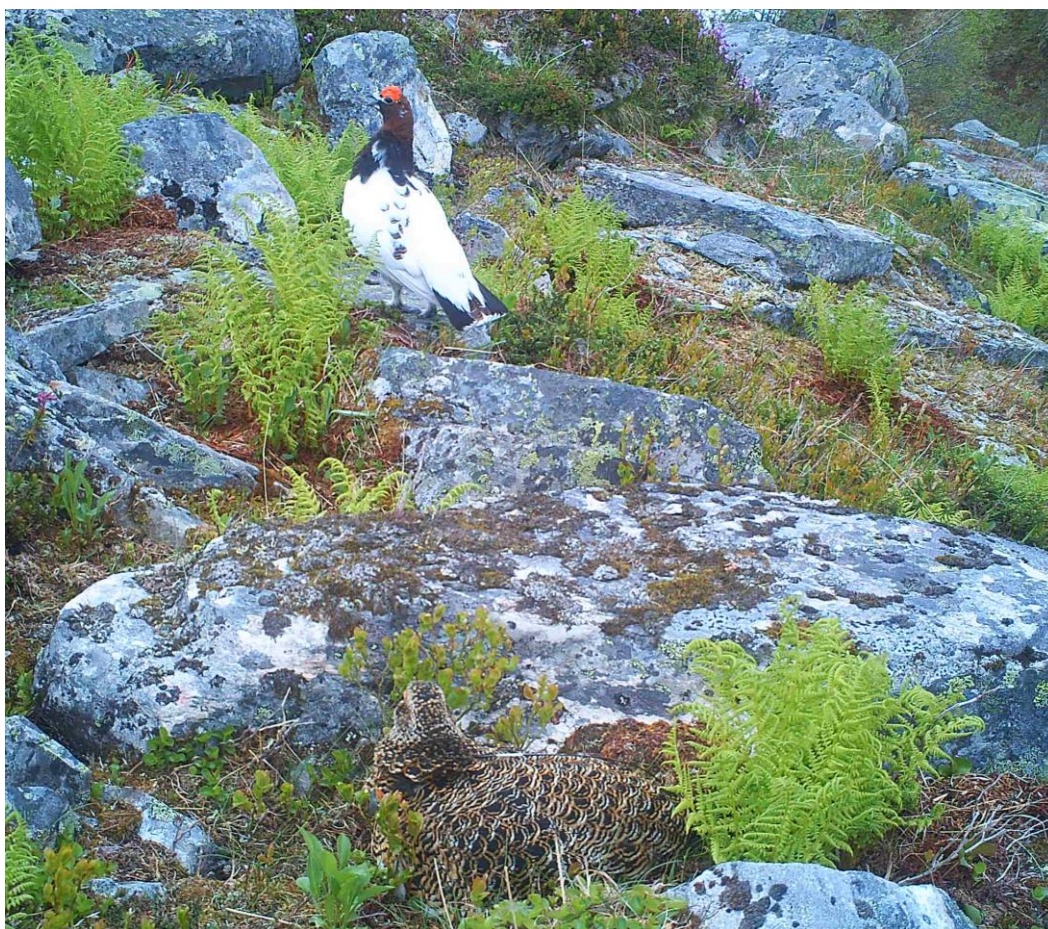
1869

NINA Rapport

Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020

Analyser basert på data fra Hønsfuglportalen

Erlend B. Nilsen
Lars Rød-Eriksen



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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020

Analyser basert på data fra Hønefuglportalen

Erlend B. Nilsen
Lars Rød-Eriksen

Nilsen, E. B., Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønefuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, september 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4639-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein-Håkon Lorentsen (sign.)

FORSIDEBILDE

Viltkamerabilde – Lirypehøne på reir, med stegg i bakgrunn ©

Lirypeprosjektet i Lierne

NØKKEWORD

- Norge
- Lirype
- Overvåkning
- Bestandstrender
- Populasjonsmodellering
- Distance sampling
- Hønefuglportalen

KEY WORDS

- Norway
- Willow ptarmigan
- Monitoring
- Populations trends
- Population modelling
- Distance sampling
- Hønefuglportalen

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 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

Nilsen, E.B., Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønsefuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.

I denne rapporten har vi benyttet data samlet inn via linjetakseringsprogrammet for lirype (*Lagopus lagopus*) – koordinert gjennom prosjektet Hønsefuglportalen – til å estimere trender i bestandsstørrelsen for perioden 2009-2020. Datasettet er stort og omfattende, og totalt er mer enn 40 000 observasjoner av mer enn 200 000 ryer inkludert i analysene. Takseringene dekker hovedsakelig Øst-, Midt- og Nord-Norge. Dette gir et unikt datamateriale for å beregne trender i bestanden. Vi utviklet et sett med hierarkiske distance sampling (HDS) modeller, og benyttet disse til å 1) beregne bestandens vekstrate (basert på en dynamisk HDS-modell), 2) årlige endringer i tetthet av voksenfugl (representerer hekkefuglbestanden) og totalbestanden for områdene som dekkes av programmet, samt 3) en bestandsindeks som tar høyde for at takseringsinnsatsen er ujevnt fordelt utover i landet (basert på en *random-effects* HDS-modell). Resultatene av våre analyser viser at den norske rypebestanden har økt i perioden 2009-2020. Gjennomsnittlig tetthet av fugl langs takseringslinjene har økt gjennom perioden, og bestandsvekstraten basert på den dynamiske HDS-modellen viser en bestandsvekst i størrelsesorden 7% pr år, mens veksten i bestandsindeksen er på omtrent 5% pr år i perioden, både for hekkefuglbestanden og for totalbestanden. I tillegg til en presentasjon av de samlede datamaterialet i Hønsefuglportalen har vi i vedlegg til denne rapporten vurdert to komplementære analyser av datamaterialet, samt presentert regionale trender. Vi diskuterer mulige feilkilder og områder for videre utvikling av modellrammeverket. Vi konkluderer med at det samlede datamaterialet i Hønsefuglportalen er godt egnet til å belyse trender i lirypebestanden, og at fortsatt kontinuerlig årlig overvåking av bestanden er av avgjørende betydning for en kunnskapsbasert forvaltning av en art med stor økologisk og kulturell betydning.

Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning, erlend.nilsen@nina.no

Lars Rød-Eriksen, Norsk institutt for naturforskning, lars.rod-eriksen@nina.no

Abstract

Nilsen, E.B., Rød-Eriksen, L. 2020. Trends in the size of the Norwegian willow ptarmigan population 2009-2020: Analyses based on data in Hønsefuglportalen. NINA Report 1869. Norwegian Institute for Nature Research.

In this report we have used the complete data material collected through the line transect survey program for willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) – coordinated through the project Hønsefuglportalen – and estimated trends in the abundance for the period 2009-2020. The dataset is extensive, and in the study period more than 40.000 observations of more than 200.000 ptarmigans were included in the analyses. This provides a unique opportunity to estimate trends in the abundance. We developed a set of hierarchical distance sampling (HDS) models, and used these to 1) estimate annual growth rate (based on an dynamic open population formulation of the model), 2) annual estimates of adult population density (representing the breeding population), 3) the total population density, and 4) a population index I_t that better take into account the heterogenous sampling effort across the ptarmigan distribution in Norway (based on a random effects HDS model). The results of our analysis reveal that the Norwegian willow ptarmigan population has been increasing in the period 2009-2020. During the study period, the mean density of ptarmigan in the covered areas increased, the growth rate based on the dynamic (open population) HDS model shows an annual growth of about 7%, whereas the mean annual growth in the population index I_t was estimated at around 5% in the same period. In addition to analyses of the complete data set for the period 2009-2020, we have also presented two sets of complementary analysis as well as regional trends in appendixes to the main report. We discuss possible sources of error and uncertainty, and potential for further development of the analytical framework. We conclude that the data collected through the project Hønsefuglportalen is useful for assessing the trend in the Norwegian willow ptarmigan population, and that a continued annual monitoring of the population is essential to provide the basis for evidence-based management of a species with high ecological and cultural value.

Erlend B. Nilsen, Norwegian Institute for Nature Research, erlend.nilsen@nina.no

Lars Rød-Eriksen, Norwegian Institute for Nature Research, lars.rod-eriksen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Metoder	8
2.1 Feltdatainnsamling.....	8
2.2 Dataomfang	9
2.3 Modellrammeverk	11
2.4 Økologiske parametere benyttet for å beskrive tilstanden eller dynamikken.....	14
2.5 Estimering av modellparametere.....	14
3 Resultater	15
3.1 Trender i størrelsen på hekkebestanden	15
3.2 Trender i størrelsen på totalbestanden	18
4 Diskusjon	21
5 Referanser	23
Vedlegg 1:	25
Vedlegg 2:	29
Vedlegg 3:	30

Forord

Linjetakseringer av lirype har etter hvert blitt en godt etablert og regulert aktivitet som tjener flere formål. Et av formålene er å benytte dataene som et styringsverktøy for den lokale og regionale jaktforvaltningen, men det har også hele tiden vært et uttalt mål at man ønsker at dataene også skal kunne benyttes til å beregne nasjonale (og evt. landsdelsnivå) trender i lirypebestanden. Siden programmet ikke er designet med en slik tanke fra grunnen av krever dette at man utvikler modeller som tar høyde for at takseringsinnsatsen ikke er fordelt utover landet i henhold til et spesifikt statistisk design. Med denne rapporten har vi oppnådd denne målsetningen!

Norsk institutt for naturforskning, NINA vil benytte anledningen til å takke alle som deltar i linjetakseringsprogrammet av lirype i Norge, koordinert gjennom Hønsefuglportalen. Dette gjelder både taksørene som samler inn data i felt, en lang rekke private og offentlige rettighetshavere som koordinerer og gjennomfører takseringer på sine områder, Norges Jeger og Fiskerforbund som er sterkt delaktig både i å kurse taksører og å gjennomføre takseringer i mange områder, samt våre FoU-partnere fra Høgskolen i Innlandet (HiNN),. Programmet er organisert som et stort samarbeidsprosjekt mellom ulike aktører som har ulike roller i prosjektet, og denne rapporten viser at data samlet inn gjennom slike prosjekter kan ha stor verdi også utover lokal jaktforvaltning.

Hønsefuglportalen mottar årlige bevilgninger fra Miljødirektoratets viltfond, og på vegne av prosjektet takker vi for den finansielle støtten. Vi vil også rette en spesifikk takk til Diana E. Bowler (iDIV) for samarbeid knyttet til utvikling av modellrammeverket, samt Marius Kjøsberg (HiNN) og Lasse F. Eriksen (NINA) for konstruktive kommentarer på et tidligere utkast av denne rapporten.

Trondheim 30/09/2020, Erlend B. Nilsen

1 Innledning

Lirypenes (*Lagopus lagopus*) bestandssvingninger – både de som skjer over korte og de som skjer over lange tidsperioder – har alltid fasinert naturforskere, jegere og andre naturinteresserte. De kortsiktige svingningene er karakterisert av store variasjoner mellom år, og ofte med jevne og repeterte toppår med 3-4 års mellomrom (såkalt *syklisk dynamikk*). Men det er også dokumentert at dynamikken kan være preget av kortere og lengre faser hvor det er fravær av sykliske svingninger (Fuglei mfl. 2019). Det er flere studier som har knyttet de kortsiktige (sykliske) svingningene til smånagerdynamikken, da år med mye smånagere gjerne er relatert til god overlevelse for rypeegg- og kyllinger (Angelstam mfl. 1984, Kvasnes mfl. 2014b, Steen mfl. 1988). Det er også etter hvert godt dokumentert at været, særlig i forkant og under hekkesesongen påvirker årets produksjon (Kvasnes mfl. 2014b, Steen mfl. 1988). Utover de kortsiktige svingningene er det også stor interesse knyttet til trender i bestandsstørrelsen som går over lengre tidsrom (Lehikoinen mfl. 2019, Lehikoinen mfl. 2014). I det siste tiåret har det blitt publisert flere rapporter og vitenskapelige artikler som har pekt på eller diskutert en generell nedgang i bestandsstørrelsen av lirype over en lengre tidsperiode (Hjeljord 2015, Lehikoinen mfl. 2019, Lehikoinen mfl. 2014). Det som er viktig å merke seg er at disse artiklene berører vidt forskjellige tidsspenn. For eksempel ble det i Hjeljord (2015) sammenstilt fangstdata fra Norge i perioden 1872 - 2013, og det ble vist til betydelige endringer i tetthet og dynamikk i perioden med en gjennomgående negativ trend. I andre nyere vitenskapelige artikler basert på hekkefugltakseringer i Norge og våre naboland er tidsperioden typisk en ganske annen. For eksempel ble det i Lehikoinen mfl. (2014) analysert trender i perioden 2002-2012, og det ble observert en generell nedgang hos mange arter med fjellfugl, inkludert li- og fjellrype (*Lagopus muta*) i Norge og Skandinavia for øvrig. I en større sirkumpolar sammenstilling av trender i li- og fjellrypebestander i polare områder i ulike regioner ble det konkludert med at selv om mange bestander går tilbake er det fortsatt et relativt heterogent bilde som tegner seg av en trend som varierer i både tid og rom (Fuglei mfl. 2019). Når det gjelder trender eller endringer i størrelsen på rypebestanden er det derfor viktig å være presis i å relatere denne til en tidsperiode. Når både li- og fjellrype havnet på den nasjonale rødlisten for arter i 2015 var dette på grunn av en dokumentert bestandsnedgang den siste tiårsperioden (Henriksen & Hilmo 2015), kombinert med en vurdering av hvorvidt denne bestandsnedgangen var en del av en naturlig kortvarig bestandsendring eller en reell bestandsnedgang.

Taksering med stående fuglehund langs forhåndsdefinerte linjer i terrenget har vist seg å gi god oppdagbarhet av liryper, og i kombinasjon med avstandsmetoden («distance sampling») gir dette estimater på lirypetetthet med høy grad av nøyaktighet og presisjon. I Norge har denne formen for linjetaksering blitt gjennomført med økende omfang siden midten på 90-tallet (Kvasnes mfl. 2019). Det har frem til i dag ikke vært igangsatt et helhetlig nasjonalt overvåkningsprogram for lirype, men overvåkning av utvalgte områder (for eksempel gjennom TOV-e; Kålås mfl. 2014) eller i avgrensede perioder (for eksempel Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011) har bidratt til å samkjøre mye av den gjennomførte linjetakseringen på landsbasis. Fra og med 2013 har linjetakseringsprogrammet (koordinert gjennom prosjektet Hønsefuglportalen) hatt som mål å være et nasjonalt samlingssted for linjetakseringer av hønsefugl i Norge, og både offentlige og private grunneiere og rettighetshavere har i økende grad sluttet seg til dette programmet (Kvasnes mfl. 2019). Et av formålene med å koordinere takseringene over hele landet har vært å kunne utnytte det samlede datagrunnlaget til å lage landsdekkende trendestimater for lirypebestanden i Norge, for å legge til rette for et best mulig kunnskapsgrunnlag i forbindelse med sentrale nasjonale vurderinger av tilstanden i norsk natur (rødlistevurderinger, vurdering av økologisk tilstand osv.).

I denne rapporten har vi utarbeidet trender for størrelsen i den norske lirypebestanden basert på de data som er samlet inn gjennom linjetakseringsprogrammet. Vi har benyttet nyutviklede hierarkiske *distance sampling* (HDS) modeller (Kery & Royle 2015, Moore & Barlow 2011), og beregnet trender i bestanden av voksenfugl (som representerer hekkebestanden) og totalbestanden på landsbasis. Resultatene er kort diskutert i diskusjonskapittelet, men en dyptpløyende analyse av eventuelle årsaker til de observerte mønstrene er utenfor rammene på denne rapporten.

2 Metoder

2.1 Feltdatainnsamling

Linjetakseringsprogrammet er et nasjonalt program for overvåkning av hønsefuglbestanden, og er en samkjøring mellom offentlige og private grunneiere. Siden 2013 har denne samkjøringen og koordineringen skjedd i regi av prosjektet Hønsefuglportalen (Kvasnes mfl. 2019). Registreringene fra linjetakseringsprogrammet eies av de enkelte rettighetshavere, men forvaltes i en felles database som er utviklet gjennom prosjektet Hønsefuglportalen og forvaltes av NINA. For de fleste av de offentlige grunneierne er data fra takseringene delt åpent via Global Biodiversity Information Facility (GBIF), men dette er pr. i dag ikke tilfelle for data fra de private rettighetshaverne. I denne rapporten har vi gjort en egen analyse av datasettet som ligger åpent tilgjengelig på GBIF, som en test på hvorvidt denne delen av datasettet alene inneholder nok informasjon til å beregne trender i lirypebestanden (**Vedlegg 1**). Pr. august 2020 inkluderte linjetakseringsprogrammet 181 takseringsområder i 75 kommuner hvor det primært ble taksert lirype. Data i denne rapporten er hentet utelukkende fra linjetakseringsprogrammet for den siste 10-årsperioden (2009 – 2020), med de avgrensninger som er beskrevet under. Siden den pågående vurderingen av nasjonal rødliste for arter vil være basert på tidsperioden 2009-2019 (Bård Gunnar Stokke, pers. med) har vi presentert en egen analyse av vekstraten for denne perioden i **Vedlegg 2**.

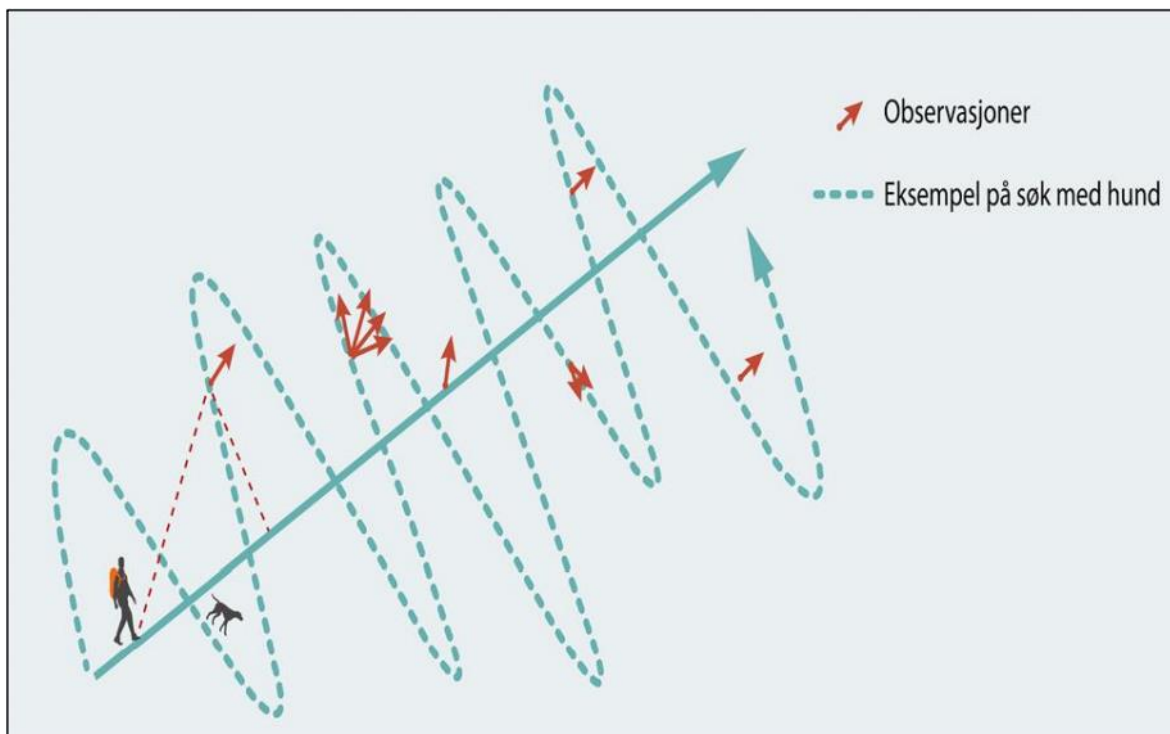
Datainnsamlingen har tatt utgangspunkt i forutsetningene for avstandsmetoden (*Distance sampling*; Buckland mfl. 2001; se kapittel 2.3 for detaljert beskrivelse av modellrammeverk). Metoden legger grunnlaget for de estimerer som produseres basert på registreringer som taksørerne rapporterer til rettighetshavere og grunneiere. Blant annet settes det krav til nøyaktighet og presisjon i linjetakseringene, heriblant høyt kunnskapsnivå i artsidentifikasjon samt nøyaktige målinger av parametere av linjeavstand. Takseringskurs har derfor vært gjennomført jevnlig over studieperioden innenfor de ulike landsdelene for å opprettholde og helst øke datakvaliteten (Kvasnes mfl. 2019).

Utlegging av takseringslinjer i de ulike områdene har i stor grad blitt opprettet av rettighetshavere i samråd med analytikere fra NINA og HiNN. Krav til linjene de siste fem årene har vært en minimumslengde på 3 km, og en minimumsavstand på 500 meter mellom hver linje. Linjene skal ligge rett i terrenget uten vinkler eller krumninger på linjene for å redusere sannsynligheten for dobbelttelling av fugl. Vi har i denne rapporten ikke filtrert bort linjer som ikke oppfyller disse kravene. I de analyser vi presenterer her er det kun benyttet linjer som er taksert i minimum 3 år (> 2 ganger) for å kunne ta hensyn til variasjonen mellom år

Takseringen av linjene gjennomføres i perioden 1. – 20. august hvert år og har foregått i takseringslag som har benyttet stående fuglehund for å lokalisere rypene. Takseringslaget har, via GPS, fulgt linjene og registrert observasjoner av hønsefugl (**Figur 1**). Registreringene inkluderer antall fugl (voksne og kyllinger), avstanden til observasjonen vinkelrett fra linja, samt GPS-posisjon for observasjonen. I denne rapporten er kun observasjoner av lirype inkludert. Linjetakseringsprogrammet dekker også en del områder og linjer som ligger utenfor lirypehabitat (hvor formålet er å taksere skogsfugl). For å filtrere bort disse områdene og linjene har vi kun inkludert takseringslinjer med minimum en observasjon av lirype i minst ett av årene linja har blitt taksert. I den type modeller vi benytter her, er det vanlig å utelate de observasjoner som ligger lengst borte fra takseringslinja (såkalt trunkering) og en tommelfingerregel er å trunkere bort de 5-10% av observasjonene som ligger lengst bort fra linja (se Buckland mfl. 2001). Vi har i de analysene vi rapporterer her trunkert på 190 meter, noe som tilsvarer en trunkering av observasjoner på omtrent 10%. Innledende analyser viste også at dette sikret konvergens i modellene.

Frem til og med sesongen 2018 benyttet takseringslagene papirskjema for registreringene. Disse ble i etterkant av takseringen kvalitetssikret av ansvarlige for hvert takseringsområde. Fra og med 2013 ble data lagt inn i Hønsefuglportalen etter standard mal, og ble dermed kvalitetssikret i to omganger. Fra og med 2019 har de fleste takseringslagene gått over til å benytte en mobilapplikasjon utviklet av Hønsefuglportalen for å forenkle dataregistrering og øke datakvaliteten. Applikasjonen registrerer flere data automatisk, slik som takseringslengde, avstand fra

observasjon til linje og GPS-posisjon ved hjelp av mobiltelefonens GPS. Registreringene lastes direkte opp til Hønsefuglportalens database når takseringen avsluttes (Kvasnes mfl. 2019).



Figur 1. Prinsippet for linjetaksering med hund. Alle observasjoner gjøres fra linja (heltrukken linje) og avstand måles vinkelrett fra linja (rød, stiplet linje). Stiplet grønn linje illustrerer hvordan hunden beveger seg i terrenget. Heltrukne røde piler angir observasjoner av fugl.

2.2 Dataomfang

Data benyttet i denne rapporten er fra perioden 2009 – 2020, og har blitt kvalitetssikret både av rettighetshavere og av analytikere ved NINA og HiNN. Omfanget av linjetakseringene har økt betraktelig på landsbasis i perioden, med en nær dobling i takseringsinnsats (**Tabell 1**). Totalt ble det i perioden, med de avgrensninger i data nevnt i 2.1, gjort 42351 observasjoner av lirype (216546 fugl), hvorav 39997 observasjoner inkluderte en eller flere voksne ryper (68138 fugl), hvilket utgjør et gjennomsnitt på 0,65 observasjoner (3,3 fugl) per takserte km.

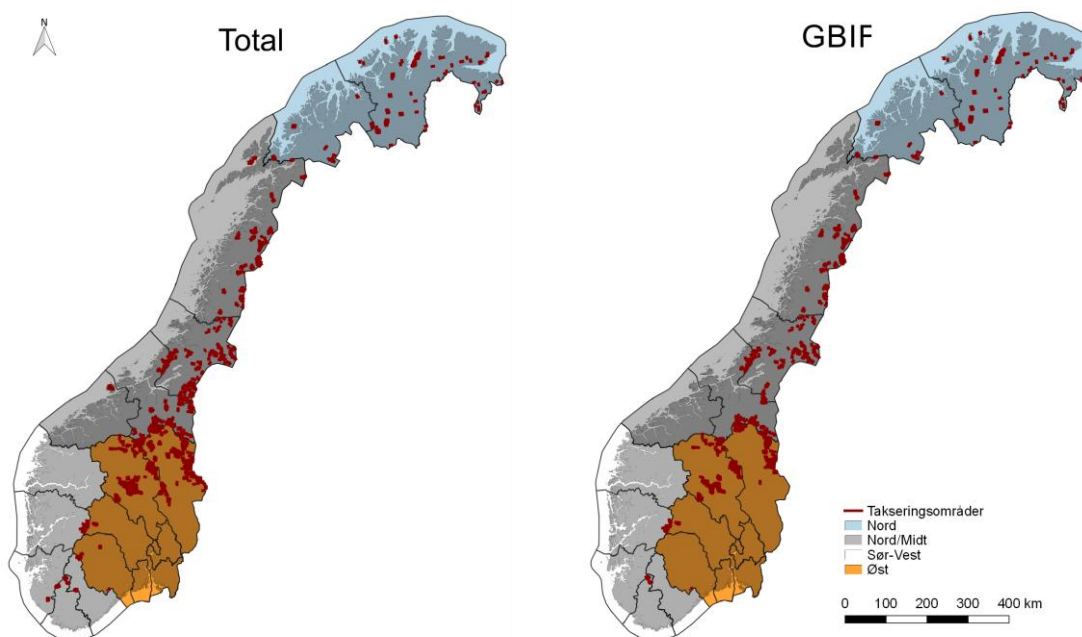
Dataene fra linjetakseringsprogrammet dekker i hovedsak Øst-, Midt- og Nord-Norge (**Figur 2**). Regioninndelingen er basert på tidligere analyser av romlig synkroni i rypebestanden (Kvasnes mfl. 2010). Linjetakseringene har i perioden 2009 – 2020 vært begrenset til noen fylker (fylkesinndeling pr. 2017), hvor region Øst i hovedsak utgjør Hedmark, Oppland, Buskerud og Telemark fylker. Lirypetakseringer har ikke forekommet i Vestfold, Østfold, Akershus eller Oslo. Region Sør-Vest utgjør Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane fylker, region Nord/Midt utgjør Møre og Romsdal, Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland fylker, mens Troms og Finnmark fylker utgjør region Nord (**Figur 2**). I et vedlegg til denne rapporten (**Vedlegg 3**) har vi presentert endringer i årlig bestandsindeks for hekkefuglbestanden (se kapittel 2.4) for de enkelte regioner. I tillegg til den regionale inndelingen har vi også i analysene tatt høyde for at bestandsdynamikken kan variere mer lokalt. Vi har derfor inkludert det vi kaller «Rapporteringsnivå» i analysene (se under). Rapporteringsnivåene er de områder som administreres som en enhet i Hønsefuglportalen, og som mottar en felles analyse i etterkant av de årlige takseringene.

Offentlige rettighetshavere som benytter Hønsefuglportalen deler sine data åpent via GBIF (Kvasnes mfl. 2019). De rettighetshavere som har gjort sine takseringsdata åpent tilgjengelig

gjennom GBIF utgjør ca. 83% av alle rapporteringsnivå. Tilgjengeliggjøringen foregår med noe tidsforsinkelse, slik at modelleringen av data fra GBIF er gjort for perioden 2009 – 2019. I denne perioden ble det gjort 28715 observasjoner (146434 fugl), hvorav 27085 observasjoner av voksne (44885 fugl), med et totalt gjennomsnitt på 0,59 observasjoner (3,0 fugl) per takserte kilometer.

Tabell 1. Oversikt over datamaterialet benyttet i denne rapporten, inkludert antall kommuner hvor det takseres liryper (Kom,) antall rapporteringsområder (Rapp.; se beskrivelse over), totalt antall linjer (Linjer) og kilometer (Km) taksert. Totalt antall observasjoner (Obs) og totalt antall observerte liryper (Fugl), antall observasjoner av voksne ryper (Obs. ad.) og totalt antall observerte voksne ryper (Fugl. ad). Antall observasjoner pr. km taksert (Obs. / km) og antall fugl observert pr. kilometer taksert (Fugl / km) gir en indeks for observasjonsfrekvens, men tar ikke hensyn til eventuell variasjon i oppdagbarheten mellom år.

År	Kom.	Rapp.	Linjer	Km	Obs.	Fugl	Obs. ad.	Fugl ad.	Obs. / km	Fugl / km
2009	43	33	1129	3940	1761	6586	1652	2500	0,45	1,67
2010	46	37	1187	4149	1806	8989	1680	2614	0,44	2,17
2011	47	38	1119	3875	2120	12300	1955	3203	0,55	3,17
2012	47	36	1048	3565	1305	4655	1248	2023	0,37	1,31
2013	48	39	1203	4097	1986	9427	1875	3097	0,48	2,30
2014	59	58	1682	5493	3224	19334	3018	5176	0,59	3,52
2015	68	68	1867	6234	3540	13886	3353	5513	0,57	2,23
2016	71	77	2147	6920	4239	21627	4004	6852	0,61	3,13
2017	74	79	2183	6941	4636	26016	4393	7813	0,67	3,75
2018	73	80	2312	7270	6511	42744	6214	11680	0,90	5,88
2019	70	77	2209	6753	5836	25173	5519	9460	0,86	3,73
2020	71	75	2132	6327	5387	25809	5086	8204	0,85	4,08



Figur 2. Lokalisering av takseringsområder for lirype i Norge fordelt på regioner og fylker (inndeling per 2017). Kartet til venstre viser antall takseringsområder hvor det primært ble taksert lirype i perioden 2009 – 2020, mens kartet til høyre viser tilsvarende for områder som har offentliggjort takseringsdata gjennom GBIF i perioden 2009 - 2019.

2.3 Modellrammeverk

Modellene vi har benyttet i denne rapporten, er en videreutvikling av de hierarkiske distance-sampling (HDS) modellene som tidligere har blitt beskrevet (se f.eks. Kery & Royle 2015, Moore & Barlow 2011, Sollmann mfl. 2015). I disse modellene antar man, på samme måte som i konvensjonelle «distance sampling»-modeller (Buckland mfl. 2001), at sannsynligheten for å oppdage en fugl avtar jo lengre bort fra takseringslinja man kommer, og at dette kan beskrives i form av en matematisk funksjon. I våre modeller har vi antatt at vi kan benytte en såkalt *half normal* oppdagelseskurve til å modellere den avtagende oppdagbarheten for ryper som sitter lengre borte fra takseringslinja (Buckland mfl. 2001). Dette er en relativt vanlig antagelse i slike modeller, selv om også andre funksjoner kan benyttes (Buckland mfl. 2001, Royle mfl. 2004). Den største fordelen med å benytte HDS-modellen vi her har utviklet, er imidlertid at den gir oss stor fleksibilitet til å modellere den økologiske tilstanden og/eller prosessen (Kery & Royle 2015, Moore & Barlow 2011). I denne rapporten benytter vi to ulike modeller for å beskrive den 1) økologiske tilstanden til lirype og 2) den tidsmessige dynamikken. I den første modellen har vi benyttet en statisk modell basert på en antagelse om at rypetettheten i de enkelte områder og år kan beskrives ved hjelp av en serie *random effects*. Vi har i denne modellen ikke eksplisitt modellert bestandens vekstrate, og vi har kalt denne modellen **M_random**. I den andre modellen vi har vurdert, kalt **M_dynamisk**, har vi benyttet en enkel logistisk populasjonsmodell til å beskrive den underliggende populasjonsdynamikken (også kalt *open population distance sampling*), og estimerer bestandens vekstrate direkte i HDS-modellen. I de påfølgende kapitler beskriver vi hvordan oppdagbarheten og de populasjonsøkologiske delene av modellen er definert. I resultatkapitlet presenterer vi resultater fra begge modeller.

2.3.1 Modellering av populasjonsøkologiske parametere

Som beskrevet over har vi benyttet to ulike rammeverk for å estimere de populasjonsøkologiske parametere av interesse. Disse kan kort benevnes som *populasjonsstørrelse* og *bestandsvekstrate*, og er definert nærmere i de neste kapitlene.

2.3.1.1 Estimering av tettheter basert på en random effects model

I den første modellen (**M_random**) er romlig og tidsmessig variasjon i tettheten av ryper modellert ved hjelp av en *random effects modell*, og vi har ikke benyttet en eksplisitt modell for den temporære dynamikken. Vi har imidlertid antatt at det er en viss grad av romlig synkroni i dynamikken ved å estimere en *random effects* for både rapporteringsnivå:år og region:år (se kapittel 2.2). I tillegg har vi tatt høyde for at tetthet kan variere også mellom linjer innenfor et område. Den endelige modellen for tetthet av ryper på linje i og år t ($\widehat{D}_{i,t}$) blir derfor;

$$\log(\widehat{D}_{i,t}) = \alpha_d + \varepsilon_t^{\text{år}} + \varepsilon_i^{\text{linje}} + \varepsilon_i^{\text{rapp}} + \varepsilon_i^{\text{region}} + \varepsilon_{i,t}^{\text{linje:år}} + \varepsilon_{i,t}^{\text{rapp:år}} + \varepsilon_{i,t}^{\text{region:år}} \quad (1)$$

hvor α_d er gjennomsnittlig tetthet for all linjer i alle år (altså konstantsleddet eller *intercept*) på log-skala, $\varepsilon_t^{\text{år}}$ er en *random effect* for år som beskriver det gjennomsnittet i år t , mens de øvrige leddene er *random effects* for henholdsvis linje ($\varepsilon_i^{\text{linje}}$), rapporteringsnivå ($\varepsilon_i^{\text{rapp}}$), region ($\varepsilon_i^{\text{region}}$), linje:år ($\varepsilon_{i,t}^{\text{linje:år}}$), rapporteringsnivå:år ($\varepsilon_{i,t}^{\text{rapp:år}}$) og region:år ($\varepsilon_{i,t}^{\text{region:år}}$). Alle *random effects* er samlet fra en normalfordeling med forventningsverdi lik null:

$$\varepsilon_{i,t}^{[*]} \sim \mathcal{N}(0, \sigma^{[*]}) \quad (2)$$

hvor superskript [*] henviser til henholdsvis superskriptene i likning 4 (f.eks. linje, år, linje:år osv). Standardavviket i normalfordelingene varierer naturligvis mellom de ulike *random effects*, og er en estimert parameter (såkalt *hyperparameter*) (Kery & Royle 2015).

2.3.1.2 Modellering av bestandsvekstraten basert på en dynamisk distance sampling modell

I den andre modellen (**M_dynamisk**) har vi benyttet en såkalt dynamisk eller «*open population*» tilnærming, og modellert bestandsvekstraten direkte basert på distance sampling dataene. Dette er en relativt ny modelltype innenfor distance sampling-modellering (Kery & Royle 2015, Sollmann mfl. 2015), men som gir helt nye muligheter for å beregne populasjonsparametere på en robust måte basert på linjetakseringsdata. I modellen benyttet her er tetthet første år i tidsserien som er benyttet basert på likningen:

$$\log(\widehat{D}_{i,1}) = \alpha_d + \varepsilon_i^{\text{linje}} + \varepsilon_i^{\text{rapp}} \quad (3)$$

hvor parameterne har samme tolkning som i likning 2. For de påfølgende årene (år 2 til år T) er tettheten modellert i form av en dynamisk populasjonsmodell basert på en enkel logistisk populasjonsvekst:

$$\widehat{D}_{i,t} = \widehat{D}_{i,t-1} * e^{r_{mean}} \quad (4)$$

hvor r_{mean} er bestandens vekstrate. Merk at vi her modellerer en felles vekstrate for hele området som dekkes av takseringene. Vi har tatt opp denne antagelsen i diskusjonskapittelet, og diskutert hvordan man eventuelt i framtidige analyser kan moderere denne antagelsen.

2.3.2 Modelling av observasjonsprosessen

For å modellere oppdagbarheten, altså sannsynligheten for å oppdage en rype/kull gitt at det er der, har vi tatt utgangspunkt i distance sampling teori (Buckland mfl. 2001). Forutsetningen her er at all fugler som ligger på takseringslinja oppdages, og at sannsynligheten for å oppdage en fugl avtar jo lengre bort fra linja man kommer. Vi har benyttet en *half-normal* oppdagbarhetskurve i våre modeller, noe som medfører at den eneste parameteren vi trenger å estimere er bredden på fordelingen. Siden oppdagbarheten kan variere mellom år og rapporteringsnivå som en følge av variasjon i f.eks. habitat og vær har vi modellert bredden $\sigma_{j,t}^{det}$ i fordelingen som en *random effects* modell:

$$\sigma_{j,t}^{det} = \mu^{det} + \varepsilon_{j,t}^{det} \quad (5)$$

hvor μ^{det} er gjennomsnittlig bredde på oppdagbarhetsfunksjonen, og $\varepsilon_{j,t}^{det}$ er *random effect* for rapporteringsnivå og år. Merk at modellen kunne vært formulert på log-skala for å unngå at $\sigma_{j,t}^{det}$ tar negative verdier, men siden verdiene ligger relativt langt fra null i alle tilfeller er ikke dette et praktisk problem for estimeringen. Av pragmatiske årsaker (raskere modellkonvergens) har vi derfor i denne rapporten ikke benyttet log-skala. Det er videre antatt at $\varepsilon_{j,t}^{det}$ kommer fra en normalfordeling med gjennomsnitt lik null og standardavvik lik $\sigma^{det.var}$:

$$\varepsilon_{j,t}^{det} \sim \mathcal{N}(0, \sigma^{det.var}) \quad (6)$$

For å estimere parameterne i fordelingen benyttet vi oss av såkalt *zeros trick* i JAGS (se også Moore & Barlow 2011). Basert på parameterne over ble effektiv stripebredde for område j i år t $esw_{j,t}$ (engelsk: *Effective Strip Width*) beregnet som følger:

$$esw_{j,t} = \sqrt{\frac{2 \pi \sigma_{j,t}^{det} \sigma_{j,t}^{det}}{2}} \quad (7)$$

Effektiv stripebredde er definert som den avstanden hvor man «overser like mange observasjoner innenfor som man finner utenfor» (Buckland mfl. 2001), og gir derfor et mål på arealet man effektivt dekker under takseringen. Basert på estimert effektiv stripebredde og den definerte trunkeringsdistanse ω (her satt til 190 meter) kan man derfor beregne hvor stor andel av rypene innenfor trunkeringsdistansen ω som er oppdaget for de enkelte rapporteringsnivå og år ($p_{j,t}$):

$$p_{j,t} = \frac{esw_{j,t}}{\omega} \quad (8)$$

For å relatere antall ryper observert på linje i og år t til den estimerte tettheten $\widehat{D}_{i,t}$ beregnet vi først forventet antall ryper innenfor det dekkede areal, som en funksjon av tetthet og areal:

$$\widehat{N}_{i,t} = \widehat{D}_{i,t} * A_{i,t} * p_{j,t} \quad (9)$$

$A_{i,t}$ (arealet dekket i forbindelse med taksering av linje i i år t) er definert som linjelengde for takseringslinje i og år t multiplisert med trunkeringsdistanse ω . Vi antar videre at det observerte antall ryper på linje i og år t , $Y_{i,t}$, kommer fra en poisson-fordeling med forventningsverdi lik $\widehat{N}_{i,t}$:

$$Y_{i,t} \sim \text{Poisson}(\widehat{N}_{i,t}) \quad (10)$$

2.4 Økologiske parametere benyttet for å beskrive tilstanden eller dynamikken

I denne rapporten benytter vi ulike parametere eller indikatorer for å beskrive tilstanden og dynamikken i rypebestanden. For det første har vi valgt å skille ut indikatorer for totalbestanden (begge kjønn, og alle aldersgrupper) og voksenfugl-bestanden (kun voksne fugl av begge kjønn). For begge disse har vi benyttet tre ulike indikatorer for å beskrive den økologiske tilstanden i rypebestanden. Fra modell **M_random** har vi ekstrahert to parametere. For det første har vi ekstrahert estimert gjennomsnittlig tetthet (\widehat{D}_t) for alle takseringslinjer i et gitt år. Dette gir et uvektet mål, som hverken tar høyde for at linjene har ulike lengde, eller at ubalanse i samplingdesign kan føre til at gjennomsnittlig tetthet av ryper langs takseringslinjene ikke gir en god representasjon av den underliggende økologiske tilstanden i bestanden. Vi har derfor også etablert en indeks SD_t basert på konstantleddet α_d og *random effects* for år ε_t^{ar} (se likning 4):

$$SD_t = \exp(\alpha_d + \varepsilon_t^{ar}) \quad (11)$$

For å forenkle tolkningen av endringer, har vi i resultatene presentert en bestandsindeks (I_t) som er relativ til indeksen SD_t det første året i tidsserien (2009):

$$I_t = SD_t / SD_{2009} \quad (12)$$

I tillegg til disse beskrivelsene av den økologiske dynamikken har vi fra modell **M_dynamisk** presentert bestandens vekstrate (r_{mean}) for den aktuelle perioden.

2.5 Estimering av modellparametere

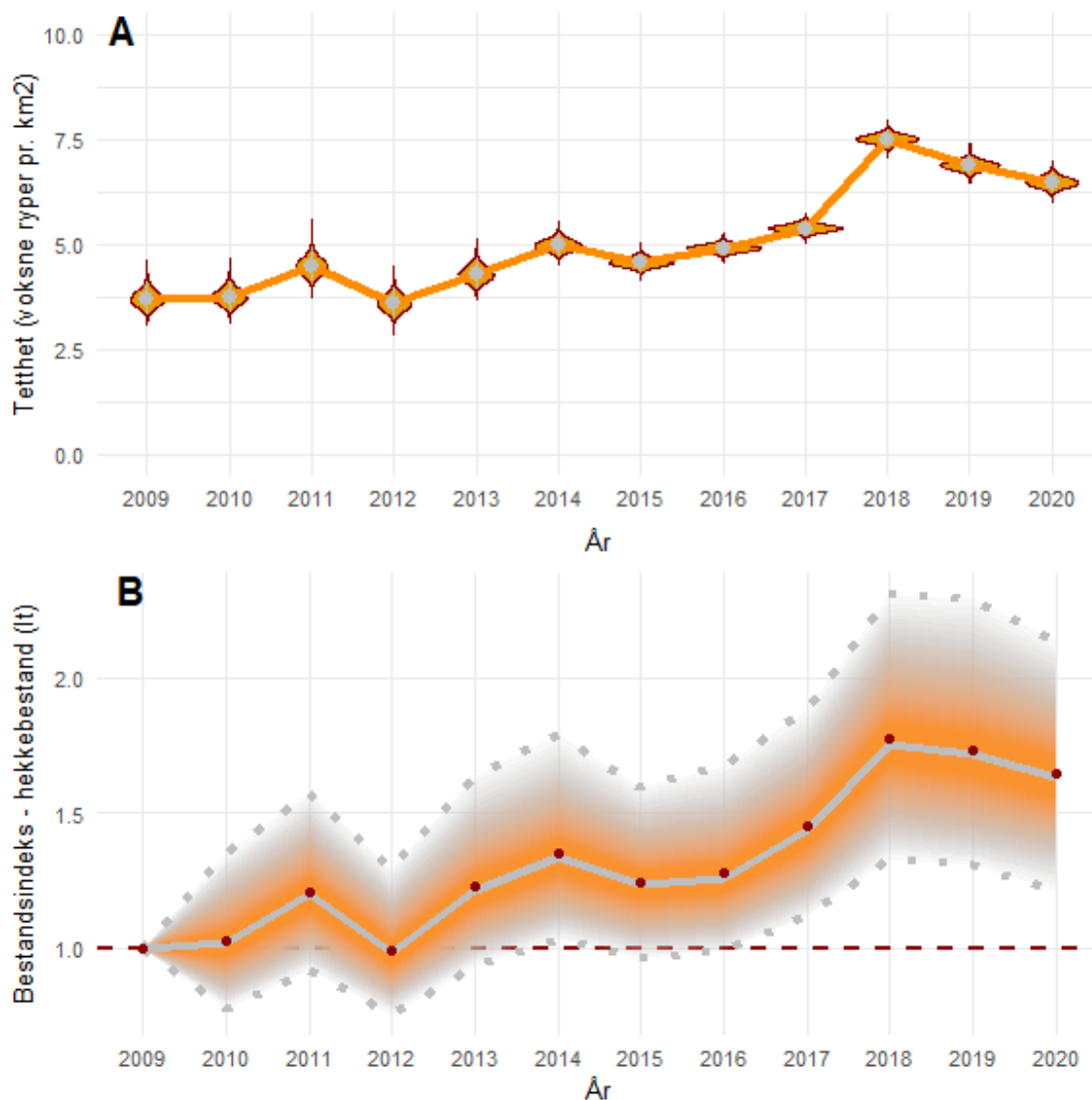
All estimering av modellparametere er gjort ved bruk av Bayesiansk inferens (Kéry & Royle 2015, Kéry & Schaub 2012). Vi har skrevet selve modellene i JAGS, og vi har implementert modellene fra statistikkprogrammet R 3.6.3 (R Development Core Team 2020) ved bruk av pakken jagsUI (Keller 2019). Modellkonvergens ble undersøkt ved hjelp av R-hat statistikk, det ble benyttet uinformative priors for alle parametere, og startverdier for enkelte parametere ble satt slik at de lettet modellkonvergens. Vi benyttet 20-30.000 iterasjoner og tre rekker i MCMC simuleringene, og en *burn-in* på om lag halvparten av totalantallet iterasjoner. De enkelte modellene brukte mellom 2 og 8 timer på å konvergere.

Modellsript samt data fra de områdene som publiserer sine data på GBIF (formatert for de enkelte modellene) er åpent tilgjengelig som et tidsstemplet arkiv på Open Science Framework basert på Nilsen (2020). Rådata fra takseringene på offentlige områder som er publisert via GBIF er tilgjengelig og kan lastes ned via Nilsen mfl. (2020a), Nilsen mfl. (2020b) og Nilsen mfl. (2020c).

3 Resultater

3.1 Trender i størrelsen på hekkebestanden

Analysene av trenden i hekkebestanden tar utgangspunkt i at denne kan beregnes i form av tettheten av voksen fugl observert under takseringene om høsten. Denne antakelsen er diskutert i diskusjonskapitlet. Basert på modellen **M_random** ser vi at den gjennomsnittlige estimerte tetthet av voksenfugl (\hat{D}_t) har økt i perioden fra 2009-2020 (**Figur 3a; Tabell 2**). Denne økningen har imidlertid vært mest tydelig i årene fra 2017 og framover. Samme bilde ser vi også når det gjelder relativ bestandsindeks I_t , og siden 2017 har indeksen vært signifikant høyere enn indeksåret 2009 (**Figur 3 b; Tabell 2**).



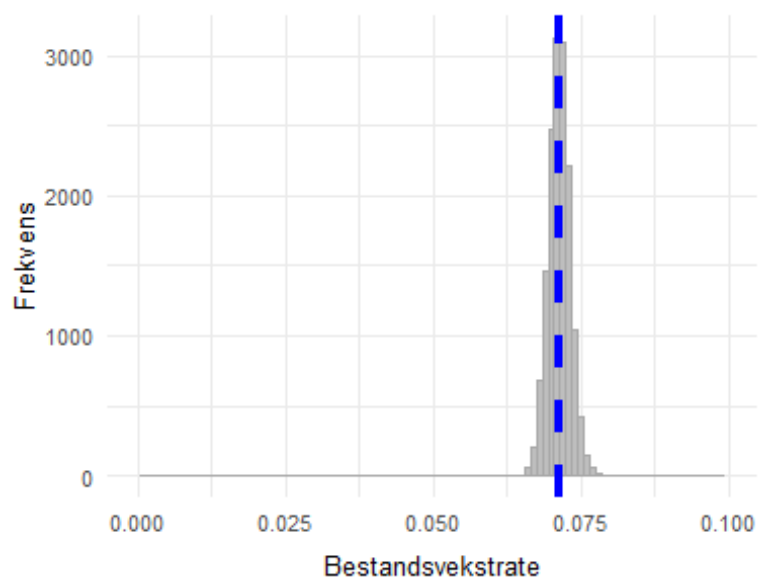
Figur 3. Modellert bestandsendring i størrelsen på hekkebestanden av lirype i Norge i perioden 2009-2020, basert på data samlet inn via linjetakseringsprogrammet. Figur A) viser gjennomsnittlig tetthet av voksenfugl (\hat{D}_t) for alle takseringslinjer, mens figur B) viser bestandsindeksen (I_t). Grå vertikale linjer i figur A) viser 95% C.I., og folinene viser posterior fordelingen. I figur B) angir stiplede grå linjer 95% C.I., mens oransje felt viser omtrent 50% C.I.

Tabell 2. Estimert årlig gjennomsnittlig tetthet (\widehat{D}_t) av voksenfugl samt bestandsindeks for hekkebe-standen (I_t). Usikkerhet i estimatene er inkludert i form av 95% bayesianske C.I.

År	Tetthet			Bestandsindeks		
	\widehat{D}_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI	I_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI
2009	3.71	3.37	4.12	1.00	1.00	1.00
2010	3.76	3.43	4.14	1.03	0.78	1.35
2011	4.48	4.12	4.90	1.21	0.92	1.58
2012	3.60	3.26	3.99	0.99	0.76	1.29
2013	4.29	3.96	4.68	1.23	0.94	1.64
2014	4.98	4.73	5.25	1.35	1.04	1.79
2015	4.56	4.37	4.77	1.25	0.97	1.60
2016	4.90	4.74	5.07	1.28	0.99	1.67
2017	5.38	5.21	5.56	1.45	1.12	1.89
2018	7.51	7.31	7.71	1.77	1.34	2.31
2019	6.88	6.67	7.10	1.74	1.32	2.30
2020	6.47	6.24	6.72	1.64	1.23	2.13

Basert på den dynamiske modellen (**M_dynamisk**) har vi også beregnet bestandsvekstraten for perioden 2009-2020 (**Figur 4**), og finner at denne er estimert til 0.071 (95 % C.I. 0.068 - 0.075), noe som medfører en vekst på omlag 7% pr. år i perioden 2009-2020. Dette er noe høyere enn bestandsendringen man finner dersom man trekker en trendlinje gjennom den årlige bestandsindeksen I_t for hekkefugl i perioden (vekstrate tilsvarende 0.05 eller en årlig økning på 5%) estimert basert på **M_random**.

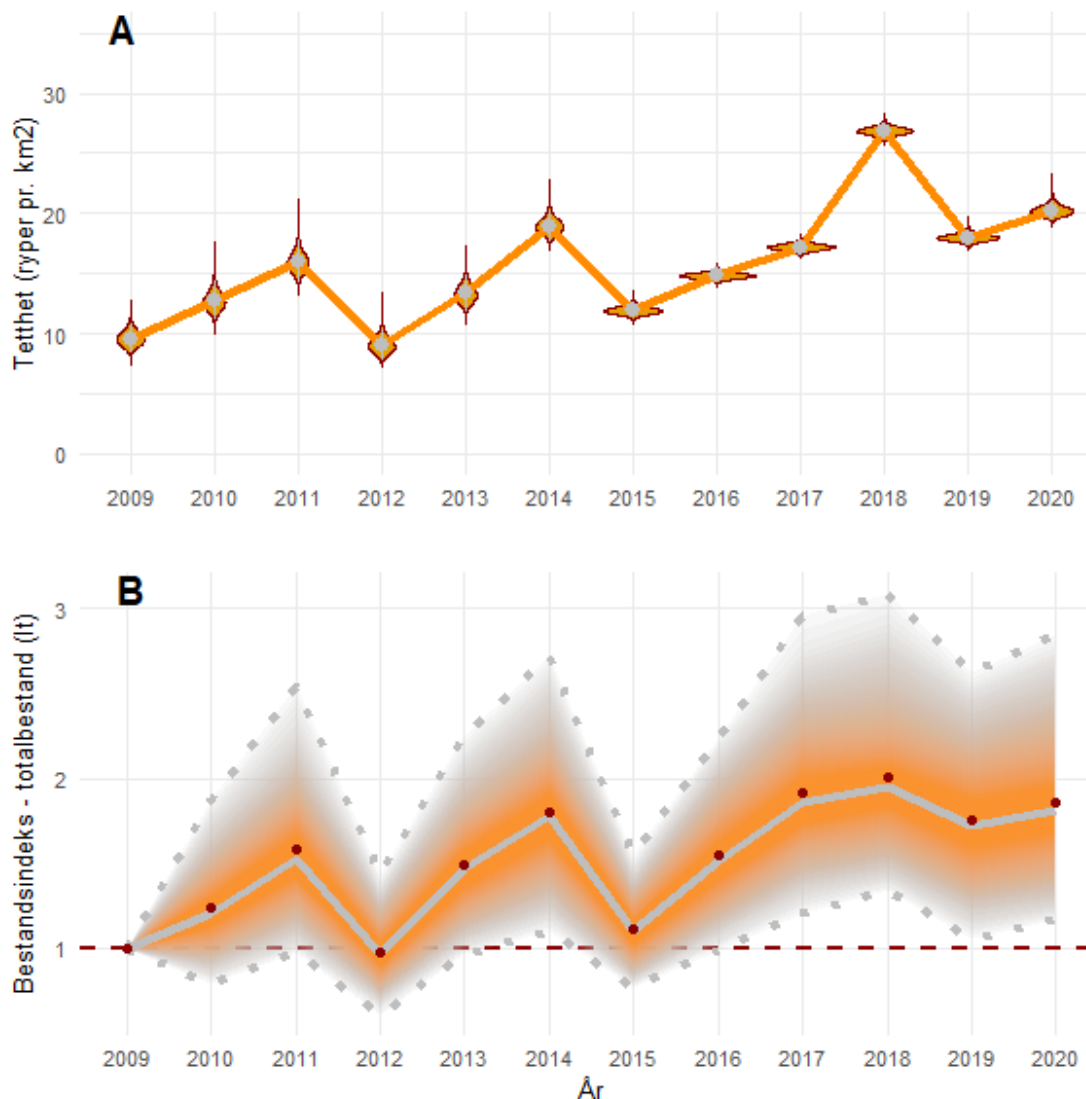
Dersom man kun benytter data som er publisert åpent via GBIF (**Vedlegg 1**) finner vi en økning i bestandstetthet (\widehat{D}_t) og relativ bestandsindeks (I_t) for hekkefugl som i store trekk er lik den vi finner når vi analyserer det samlede datasettet fra alle områder.



Figur 4. Posterior-fordeling for estimert vekstrate i bestanden av hekkefugl i perioden 2009-2020 basert på *M_dynamisk*. Vertikal brutt blå linje viser gjennomsnitt i fordelingen.

3.2 Trender i størrelsen på totalbestanden

Også størrelsen på den totale rypebestanden har økt i perioden 2009-2020 (Figur 5 a; Tabell 3). Også her er den estimerte økningen noe større når man benytter gjennomsnittlig tetthet (\hat{D}_t) som et tilstandsmål enn dersom man benytter den relative bestandsindeksen I_t (Figur 5 b; Tabell 3). Dette fenomenet er kommentert i diskusjonsdelen. Sammenliknet med hekkebestanden (se forrige kapittel) er variasjonene mellom år større for den totale bestanden, noe som skyldes at variasjonen i kyllingproduksjon mellom år kan være betydelig (Kvasnes m fl. 2014).



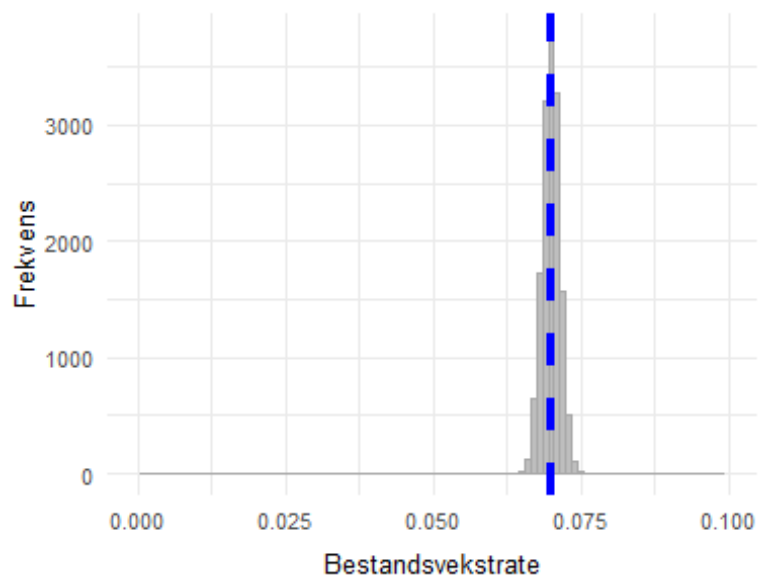
Figur 5. Modellert bestandsendring i størrelsen på totalbestanden av lirype i Norge i perioden 2009-2020, basert på data samlet inn via linjetakseringsprogrammet. Figur A) viser gjennomsnittlig tetthet av voksenfugl (\hat{D}_t) for alle takseringslinjer, mens figur B) viser utviklingen i bestandsindeksen (I_t). Grå vertikale linjer i panel A) viser 95% C.I., og fiolinene viser posterior fordelingen. I panel B) viser stiplede grå linjer 95% C.I., mens oransje felt viser omtrent 50 % C.I.

Tabell 3. Estimert årlig gjennomsnittlig totaltetthet (\hat{D}_t) av lirype samt bestandsindeks for totalbestanden (I_t). Usikkerhet i estimatene er inkludert i form av 95% bayesianske C.I.

År	Tetthet			Bestandsindeks		
	\hat{D}_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI	I_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI
2009	9.61	8.51	10.96	1.00	1.00	1.00
2010	12.75	11.37	14.50	1.24	0.80	1.87
2011	15.98	14.50	17.86	1.58	0.98	2.55
2012	9.08	7.93	10.50	0.98	0.62	1.43
2013	13.34	12.01	14.95	1.50	0.98	2.25
2014	18.97	17.86	20.34	1.80	1.11	2.72
2015	11.91	11.39	12.52	1.11	0.77	1.54
2016	14.81	14.38	15.27	1.54	1.00	2.24
2017	17.19	16.71	17.71	1.91	1.22	2.96
2018	26.85	26.26	27.48	2.00	1.35	3.09
2019	17.99	17.47	18.57	1.76	1.07	2.63
2020	20.23	19.51	21.17	1.86	1.18	2.84

Vekstraten i perioden 2009-2020, estimert ved hjelp av model **M_dynamisk**, er beregnet til 0.07 (95 % C.I. 0.067 - 0.073), noe som medfører en vekst på omlag 7% pr. år i perioden 2009-2020 i størrelsen på totalbestanden (**Figur 6**). På samme måte som for voksenfuglbestanden var denne vekstraten noe høyere enn årlig vekst i bestandsindeksen I_t (endringssrate lik 0.05, tilsvarende en årlig økning på 5%).

En egen analyse hvor vi kun har benyttet data som er åpent publisert via GBIF viser en økning i både I_t og (\hat{D}_t) som er i store trekk er tilsvarende det vi finner for det totale datasettet (**Vedlegg 1**).



Figur 6. Posterior-fordeling for estimert vekstrate i totalbestanden av lirype i Norge for perioden 2009-2020 basert på *M_dynamisk*. Vertikal brutt blå linje viser gjennomsnitt i fordelingen.

4 Diskusjon

De analyser vi har presentert i denne rapporten, viser at den norske bestanden av lirype har økt i perioden 2009-2020. De ulike analysene og tilnærmingene viser noe avvik når det gjelder estimert bestandsvekst, men tilnærmingene vi har benyttet gir en estimert gjennomsnittlig årlig bestandsvekst i størrelsesorden 5-7% noe som gjelder både for størrelsen på hekkefuglbestanden og for totalbestanden. Denne rapporten presenterer for første gang en samlet analyse av de data som samles inn via programmet Hønsefuglportalen. Rapporten svarer således på et av formålene med opprettelsen av et koordinerende prosjekt for linjetakseringer av hønsefugl i Norge (Kvasnes mfl. 2019). At linjetakseringer av hønsefugl i Norge er organisert som et strukturert folkeforsknings (eng: *citizen-science*)-prosjekt, har stor betydning for måten vi har valgt å analysere dataene. Selv om det benyttes en felles feltprotokoll og gjennomføring, er det pr. i dag ikke et overordnet design som fordeler innsatsen geografisk utover landet. Vi har derfor valgt å benytte nyutviklede statistiske modeller (såkalte hierarkiske distance sampling (HDS) modeller for å gjøre våre estimater så robuste som mulig, – se for eksempel Sollmann mfl. (2015), Moore og Barlow (2011) og Henden mfl. (2020)). Vi konkluderer med at dataene som samles inn via Hønsefuglportalen er godt egnet til å følge trender i lirypebestanden i Norge, og at denne typen modeller er svært godt egnet til formålet. Nedenfor diskuterer vi kort både mulige implikasjoner og utviklingspunkter for framtidig datainnsamling og analyser. En analyse og diskusjon av de eventuelle årsakene til den observerte bestandsendringen er utenfor rammene på denne rapporten.

Vi analyserte størrelsen på hekkefuglbestanden og totalbestanden i uavhengige analyser, og trenden i begge parameterne var meget sammenfallende. At begge modellene viser samme trend er ikke overraskende. Selv om endringer i rekruttering, målt som kullstørrelse om høsten, er en viktig driver når det gjelder endringer i bestanden fra et år til neste er det mindre trolig at en vekst i totalbestanden skyldes en økt andel kyllinger alene. Vi har antatt at antallet (tettheten) av voksne fugl om høsten gir et godt mål på størrelsen på hekkebestanden forgående vår. Dette begrunnes i at dødeligheten hos voksne ryer er relativt moderat gjennom sommeren og at den ikke viser betydelig grad av mellomårsvariasjon (Israelsen mfl. 2020). Selv om tettheten av voksne ryer om høsten nødvendigvis gir en viss underestimert av hekkebestanden er det derfor ingen grunn til å anta at denne er betydelig. Vi har derfor ingen grunn til å tro at trendestimaterne ville vært vesentlig forskjellig dersom man hadde et direkte mål på hekkebestanden om våren. Til sammenlikning gjennomføres de årlige hekkefugltakseringene i regi av TOV-e om våren og tidlig på sommeren (Kålås mfl. 2014). Våre resultater er sammenfallende med analyser basert på TOV-e data, som også har vist en økning i lirypebestanden i samme størrelsesorden for perioden 2009-2019 (<https://tov-e.nina.no/hekkefugl/Lirype>). Samlet sett gir dette god dokumentasjon for at den norske lirypebestanden har økt i størrelse siden 2009.

I våre analyser har vi benyttet to hovedtilnærminger. I den ene tilnærmingen har vi benyttet en *random effects modell*. Her har vi ikke estimert bestandsveksten direkte, men beregnet en bestandsindeks (I_t) basert kun på modellens konstantledd samt *random effects* for år (ε_t^{ar}). Formålet med å benytte denne modellen var at vi antar at denne er mer robust mot ubalansen som er i studiedesign, da geografiske områder med stor samplingintensitet får mindre effekt på denne indeksen enn på gjennomsnittstettheten (\widehat{D}_t). Dersom det f.eks. er større bestandsvekst i enkelte områder med stor takseringsinnsats kan man forvente at veksten i D_t resulterer i en overestimert bestandsvekst (og tilsvarende underestimert dersom takseringsinnsatsen er større i områder med mindre bestandsvekst).

Den estimerte vekstraten i modell **M_dynamisk** tilsvarende, slik modellen er formulert nå, omtrent vekstraten i \widehat{D}_t . Generelt finner vi (både for hekkebestanden og for totalbestanden) at estimert bestandsvekst er noe høyere enn vekstraten estimert basert på årlige endringer i I_t . Det kan bety at modell **M_dynamisk** slik den er formulert nå, overestimerer veksten noe på grunn av forholdene diskutert over, dvs. ujevn fordeling av takseringslinjer mellom områder og regioner. Vi vil i framtidige analyser vurdere alternative formuleringer av modellen for å justere for slik mulig skjevhet. Avviket er imidlertid ikke vesentlig, og har ingen betydning for den generelle

konklusjonen når det gjelder trender i lirypebestanden framkommet i denne rapporten. For kontekst kan vi bemerke at en bestand som i år 1 har en hekkebestand på 4 voksne ryer pr. km² og en konstant årlig tilvekst på 5% vil ha om lag 6,2 voksne ryer pr km² i år 10, mens en tilsvarende bestand med årlig tilvekst på 7% vil ha en bestand på om lag 7,4 voksne ryer pr km² i år 10. En slik forskjell er vesentlig mindre enn de usikkerheter som knyttes til estimatene. I framtidige analyser vil vi likevel utforske modeller som i større grad eksplisitt modellerer romlig variasjon i bestandsvekstraten, samt prediktive modeller som inkluderer effekten av ulike miljøvariabler (habitat, klima, jakt osv.) på lirypenes bestandstilvekst.

Vi har i denne rapporten lagt liten vekt på regionale forskjeller, siden hovedformålet har vært å estimere trender på landsbasis. Modellrammeverket vi har utviklet (særlig **M_random**) åpner likevel opp for en enkel undersøkelse av regionale trender (**Vedlegg 3**). Analysene av regionale trender viser at alle regionene enten har en økende eller stabil hekkebestand. Tydeligst er økningen i region Nord/Midt og region Øst, mens det er mindre eller ingen økning i de to øvrige regionene. Vi ser også at det for region Nord og delvis Sør/Vest er noe forskjell mellom modellresultatene dersom vi benytter egne modeller for hver region, sammenliknet med modellerte regionverdier basert på en felles nasjonal modell (**Vedlegg 3**). Vi anbefaler at man framtidige modelleringer gjør en nærmere vurdering av regionale trender, inkludert en mer formell vurdering av hvilke modeller som er mest egnet til en slik analyse. En bred diskusjon omkring årsakene bak de regionale trendene samt en vurdering av andre regioninndelinger er utenfor rammene på denne rapporten. Vi vil likevel påpeke at effekten av lav takseringsinnsats og lite data i region Sør/Vest gir betydelig høyere usikkerhet i estimatene for denne regionen enn i de øvrige regionene (se **Vedlegg 3**). Også region Nord har markert større usikkerhet enn henholdsvis region Nord/Midt og region Øst, noe som trolig i stor grad skyldes at datagrunnlaget er mindre her. Vi har også tidligere påpekt det lave datatilfanget i region Sør/Vest (Kvasnes mfl. 2019), men har tidligere ikke eksplisitt vurdert betydningen av dette for regionale trendestimater. Selv om vi har definert regionene basert på tidligere analyser av romlig synkroni i rypebestanden (Kvasnes mfl. 2010), er det viktig å være klar over at det kan være stor variasjon vekstraten også innad i de enkelte regioner.

Denne rapporten viser at datamaterialet som samles inn via Hønsefuglportalen er godt egnet til å belyse trender i den norske bestanden av lirype. Selv om datamaterialet har blitt benyttet til mange forskningsprosjekter tidligere (Se for eksempel Breisjøberget mfl. 2018, Eriksen mfl. 2018, Henden mfl. 2020, Kvasnes mfl. 2018, Kvasnes mfl. 2014a, Kvasnes mfl. 2014b, Kvasnes mfl. 2017, Moa mfl. 2014) er dette den første gangen en slik samlet analyse har blitt gjennomført. Resultatene viser en generell økning i bestanden i perioden 2009-2020. Hvilken betydning dette har for våre prediksjoner av rypenes bestandssituasjon i et lengre framtidsperspektiv, er ikke vurdert i denne rapporten. Men vi vil påpeke at det ikke er et ukjent fenomen at både trender og dynamikk i rypebestandene kan variere over tid (Fuglei mfl. 2019). En fortsatt kontinuerlig årlig overvåking av lirypebestandene er derfor avgjørende for å belyse effekter av de pågående miljø- og klimaendringer på våre lirypebestander, og derigjennom legge grunnlaget for en bærekraftig forvaltning av en art med stor økologisk og kulturell verdi.

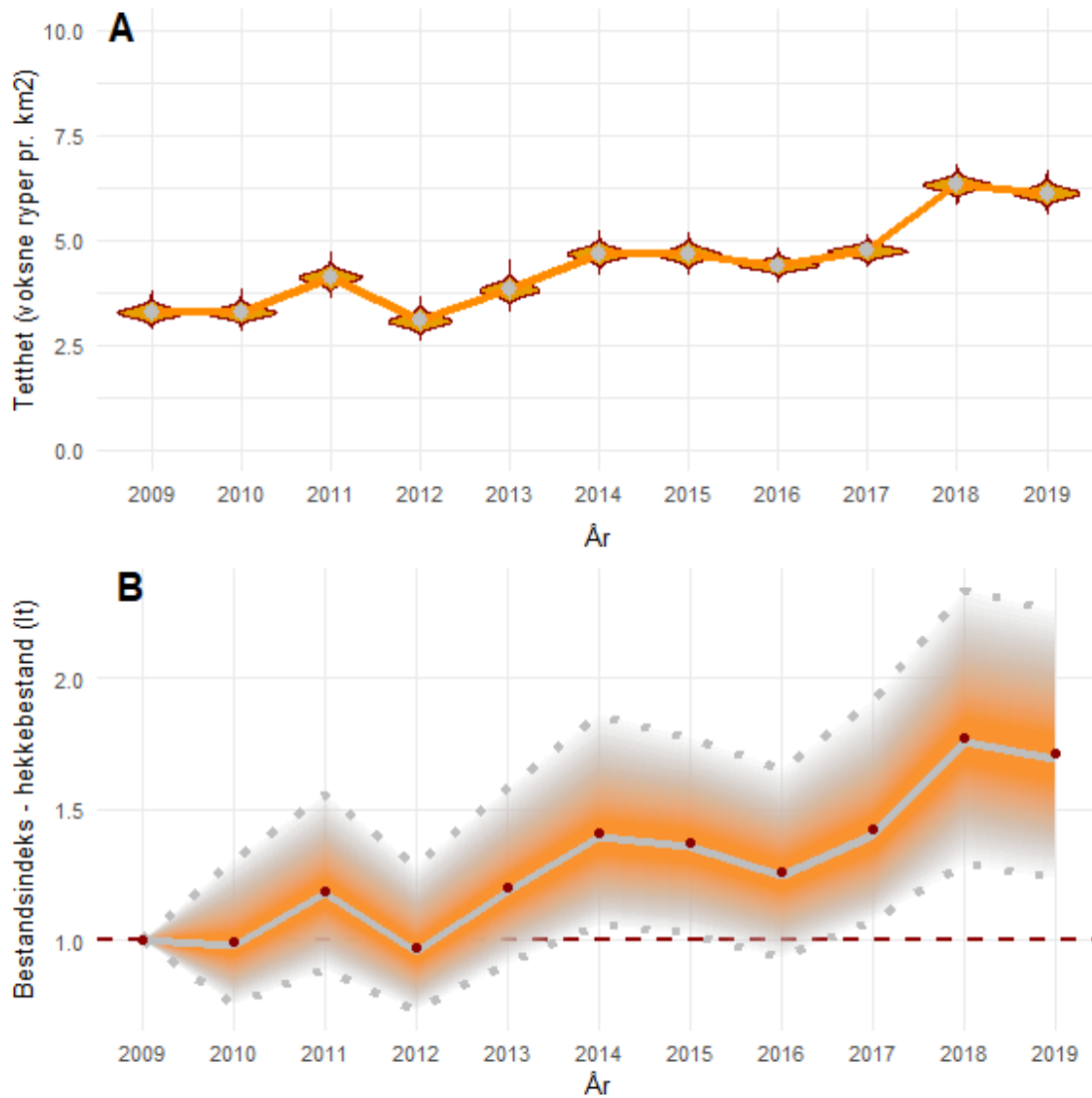
5 Referanser

- Angelstam, P., Lindström, E. & Widen, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. - *Oecologia (Berlin)* 62: 199-208.
- Breisjøberget, J. I., Odden, M., Storaas, T., Nilsen, E. B. & Kvasnes, M. A. J. 2018. Harvesting a red-listed species: determinant factors for willow ptarmigan harvest rates, bag sizes, and hunting efforts in Norway. - *European Journal of Wildlife Research* 64: 54.
- Buckland, S. T., Anderseon, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from biological populations. - Oxford University Press.
- Eriksen, L. F., Moa, P. F. & Nilsen, E. B. 2018. Quantifying risk of overharvest when implementation is uncertain. - *Journal of Applied Ecology* 55: 482-493.
- Fuglei, E., Henden, J. A., Callahan, C. T., Gilg, O., Hansen, J., Ims, R. A., Isaev, A. P., Lang, J., McIntyre, C. L., Merizon, R. A., Mineev, O. Y., Mineev, Y. N., Mossop, D., Nielsen, O. K., Nilsen, E. B., Pedersen, A. O., Schmidt, N. M., Sittler, B., Willebrand, M. H. & Martin, K. 2019. Circumpolar status of Arctic ptarmigan: Population dynamics and trends. - *Ambio*.
- Henden, J. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Asbjørnsen, E. J., Stien, A., Mellard, J. P., Tveraa, T., Marolla, F. & Jepsen, J. U. 2020. End-user involvement to improve predictions and management of populations with complex dynamics and multiple drivers. - *Ecol Appl* 30: e02120.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. s., Artsdatabanken, Norge.
- Hjeljord, O. 2015. Ryper før og nå. 1-28 s. INA Fagrapport 30, NMBU.
- Israelsen, M. F., Eriksen, L. F., Moa, P. F., Hagen, B. R. & Nilsen, E. B. 2020. Survival and cause-specific mortality of harvested willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in central Norway/a.
- Keller, V. 2019. jagsUI: A Wrapper Around 'rjags' to Streamline 'JAGS' Analyses. R package version 1.4.4.
- Kery, M. & Royle, J. A. 2015. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 1. - Elsevier, London.
- Kéry, M. & Schaub, M. 2012. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. - Academic Press, Waltham, MA.
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C., Kjønsgberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L. F., Bowler, D. E., Andersen, O., Berge, S. E., Hagen, B.-R., Moa, P. F., Nilsen, E. B., Moa, P. F., Andersen, O., Grande, J., Åberg, T. & Nilsen, E. B. 2019. Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013-2018
47 s., NINA Rapport 1664.
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C. & Nilsen, E. B. 2018. Quantifying suitable late summer brood habitats for willow ptarmigan in Norway. - *BMC Ecol* 18: 41.
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C., Solvang, H., Storaas, T. & Nilsen, E. B. 2014a. Spatial distribution and settlement strategies in willow ptarmigan. - *Population Ecology* 57: 151-161.
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C., Storaas, T. & Nilsen, E. B. 2014b. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). - *Journal of Ornithology* 155: 891-903.
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C., Storaas, T. & Nilsen, E. B. 2017. Vegetation type and demography of low density willow ptarmigan populations. - *Journal of Wildlife Management* 81: 174-181.
- Kvasnes, M. A. J., Storaas, T., Pedersen, H. C., Bjørk, S. & Nilsen, E. B. 2010. Spatial dynamics of Norwegian tetraonid populations. - *Ecological Research* 25: 367-374.
- Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014. Terrestriske fugler i Norge - bestandsendringer 1996-2013. Vår fuglefauna. - S 14-20.
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J. A., Lindstrom, A., Lorrilliere, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkia, P. M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2019. Declining population trends of European mountain birds. - *Global Change Biology* 25: 577-588.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J. A. & Lindstroem, A. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.

- Moa, P. F., Nilsen, E. B., Hagen, B. R. & Sund, T. 2014. Natural ptarmigan refuges; do they exist and do they result in higher ptarmigan densities? - *Utmark Special issue on applied ecology*: 1-6.
- Moore, J. E. & Barlow, J. 2011. Bayesian state-space model of fin whale abundance trends from a 1991-2008 time series of line-transect surveys in the California Current. - *Journal of Applied Ecology* 48: 1195-1205.
- Nilsen, E. B. 2020. Code and data from "Trends in the size of the Norwegian willow ptarmigan population 2009-2020. Published via: Open Science Foundation (OSF) - 2020, September 30 doi: <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/SWKFQ>.
- Nilsen, E. B., Vang, R. & Absbjørnsen, E. 2020a. Tetraonid line transect surveys from Norway: Data from Finnmarkseiendommen (FeFo). . Version 1.5. Published via: GBIF doi: 10.15468/s7c8qd.
- Nilsen, E. B., Vang, R. & Breisjøberget, J. I. 2020b. Tetraonid line transect surveys from Norway: Data from Statskog. Version 1.6. Published via: GBIF doi: 10.15468/q2ehlk.
- Nilsen, E. B., Vang, R., Kjøsberg, M. & Kvasnes, M. A. J. 2020c. Tetraonid line transect surveys from Norway: Data from Fjellstyrene. Version 1.3 Published via: GBIF doi: 10.15468/975ski.
- R Development Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Royle, J. A., Dawson, D. K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. - *Ecology* 85: 1591-1597.
- Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R. B., Royle, J. A. & Sillett, T. S. 2015. An open-population hierarchical distance sampling model. - *Ecology* 96: 325-331.
- Steen, J. B., Steen, H., Stenseth, N. C., Myrberget, S. & Marcström, V. 1988. Microtine Density and Weather as Predictors of Chick Production in Willow Ptarmigan, *Lagopus lagopus*. - *Oikos* 51: 367-373.

Vedlegg 1:

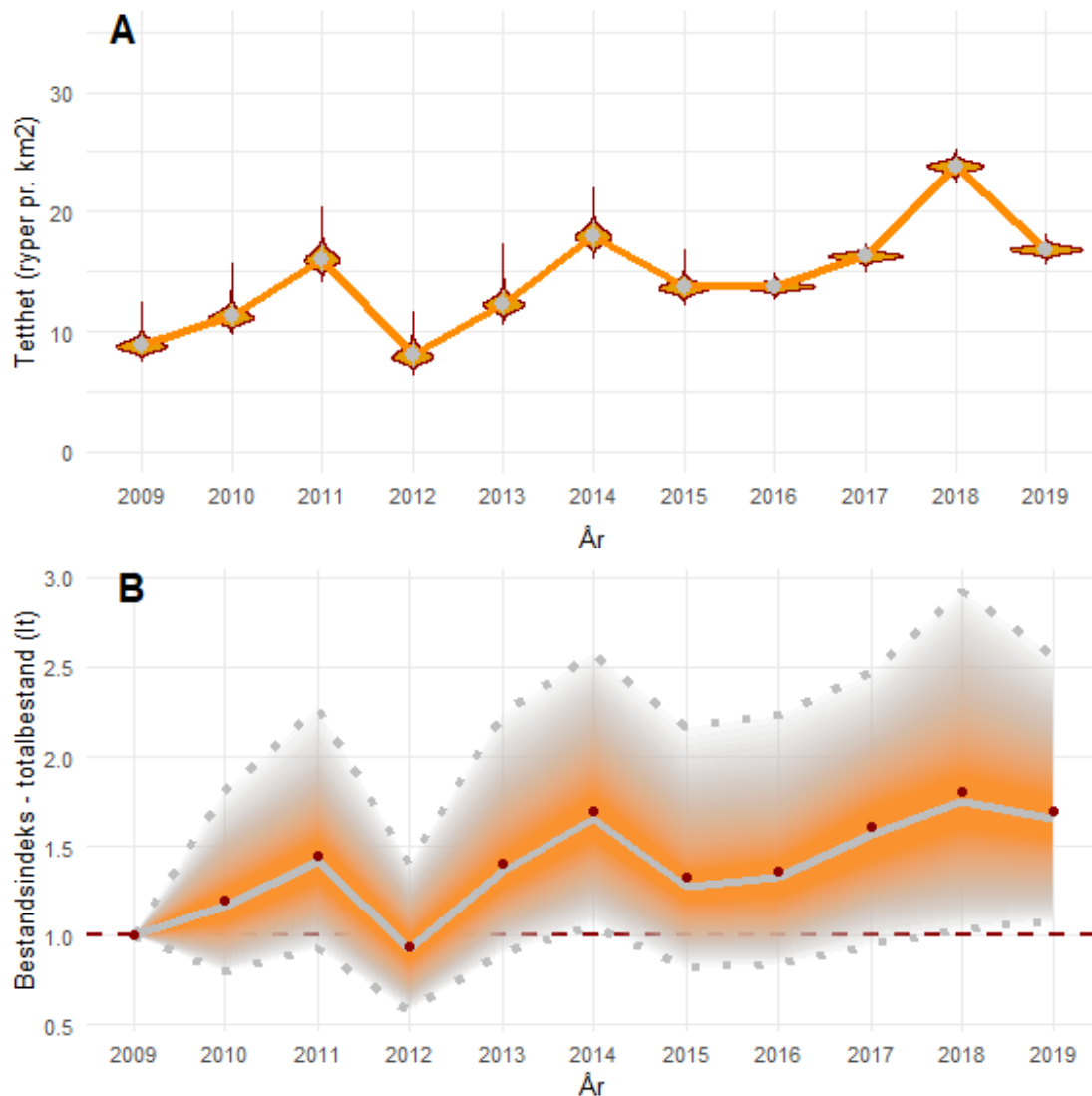
Bestandsendringer basert på data publisert til GBIF for perioden 2009-2019



Figur S1a Modellert bestandsendring i størrelsen på hekkebestanden av lirype i Norge i perioden 2009-2019, basert kun på data samlet inn i offentlige områder og delt åpent via GBIF. Figur A) viser gjennomsnittlig tetthet av voksenfugl (\hat{D}_t) for alle takseringslinjer, mens figur B) viser relativ bestandsindeks (I_t). Grå vertikale linjer i panel A) viser 95% C.I., og fiolinene viser posterior fordelingen. I panel B) viser stiplede grå linjer 95% C.I., mens oransje felt viser omtrent 50 % C.I.

Tabell S1 a Estimert årlig gjennomsnittlig tetthet (\hat{D}_t) av voksenfugl samt bestandsindeks for hekkebestanden (I_t) basert kun på data samlet inn i offentlige områder og delt åpent via GBIF. Usikkerhet i estimatene er inkludert i form av 95% bayesianske C.I.

År	Tetthet			Bestandsindeks		
	\hat{D}_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI	I_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI
2009	3.28	3.07	3.52	1.00	1.00	1.00
2010	3.27	3.07	3.51	1.00	0.76	1.30
2011	4.12	3.88	4.37	1.19	0.89	1.56
2012	3.08	2.85	3.33	0.97	0.74	1.28
2013	3.82	3.58	4.08	1.20	0.92	1.58
2014	4.68	4.45	4.93	1.41	1.06	1.86
2015	4.66	4.44	4.91	1.37	1.03	1.77
2016	4.40	4.22	4.59	1.26	0.94	1.65
2017	4.74	4.55	4.93	1.42	1.08	1.91
2018	6.31	6.10	6.54	1.77	1.30	2.34
2019	6.12	5.89	6.35	1.71	1.25	2.25



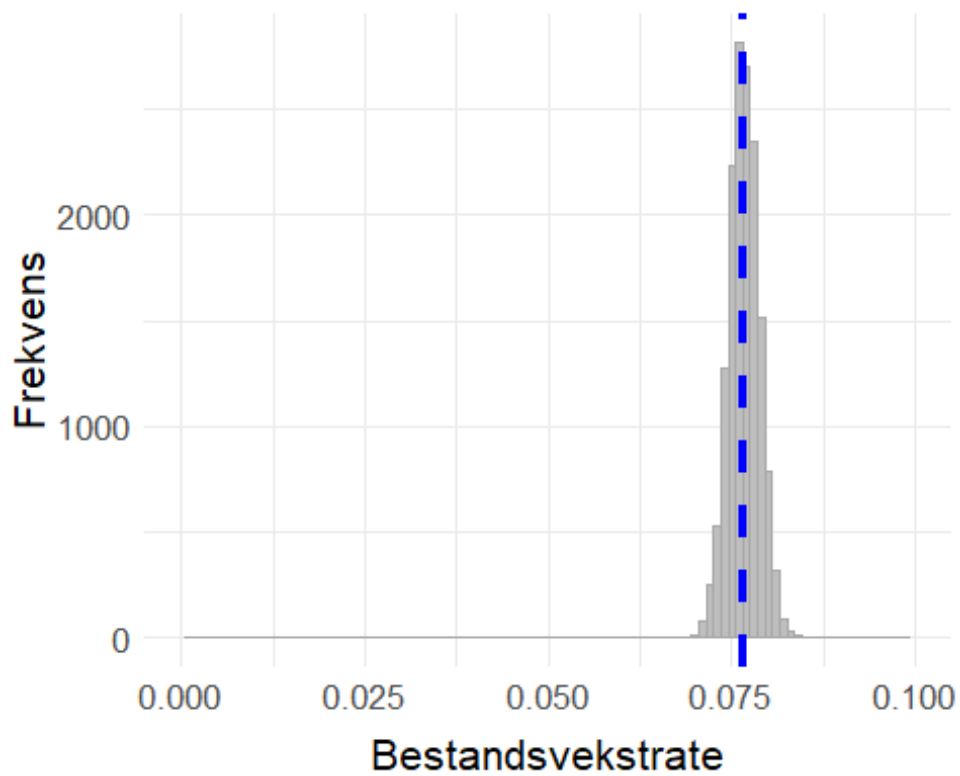
Figur S1b Modellert bestandsendring i størrelsen på totalbestanden av lirype i Norge i perioden 2009-2019, basert kun på data samlet inn i offentlige områder og delt åpent via GBIF. Figur A) viser gjennomsnittlig tetthet av voksenfugl (\hat{D}_t) for alle takseringslinjer, mens figur B) viser relativ bestandsindeks (I_t). Grå vertikale linjer i panel A) viser 95% C.I., og fiolinene viser posterior fordelingen. I panel B) viser stiplede grå linjer 95% C.I., mens oransje felt viser omtrent 50 % C.I.

Tabell S1b Estimert årlig gjennomsnittlig tetthet (\hat{D}_t) av lirype samt bestandsindeks for totalbestanden (I_t) basert kun på data samlet inn i offentlige områder og delt åpent via GBIF. Usikkerhet i estimatene er inkludert i form av 95% bayesianske C.I.

År	Tetthet			Bestandsindeks		
	\hat{D}_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI	I_t	nedre 95% CI	øvre 95% CI
2009	8.86	8.15	9.78	1.00	1.00	1.00
2010	11.28	10.47	12.38	1.20	0.80	1.80
2011	16.08	15.05	17.44	1.45	0.93	2.27
2012	8.04	7.19	9.21	0.94	0.58	1.41
2013	12.35	11.48	13.53	1.41	0.91	2.24
2014	17.99	16.98	19.31	1.70	1.06	2.58
2015	13.70	12.97	14.58	1.32	0.83	2.17
2016	13.74	13.28	14.24	1.36	0.85	2.23
2017	16.26	15.75	16.79	1.60	0.96	2.47
2018	23.81	23.14	24.49	1.80	1.05	2.93
2019	16.81	16.28	17.36	1.69	1.09	2.56

Vedlegg 2:

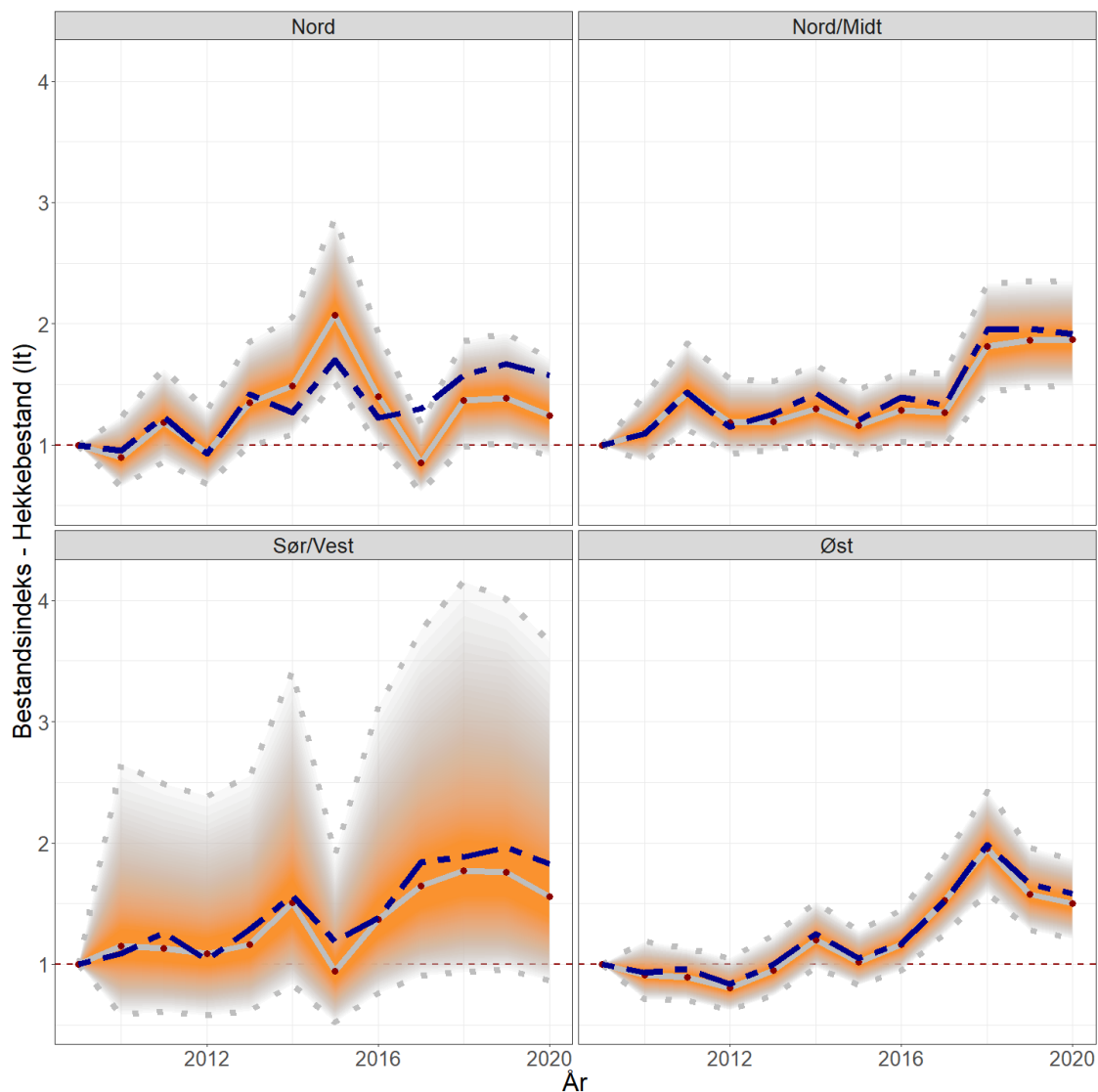
Vekstrate i hekkebestanden i perioden 2009-2019



Figur S2 Posterior-fordeling for estimert vekstrate i bestanden av hekkefugl i perioden 2009-2019 basert på **M_dynamisk**. Vekstraten i perioden 2009-2019 er beregnet til 0.077 (95 % C.I. 0.073 - 0.081), noe som medfører en vekst på omlag 8% pr. år i størrelsen på totalbestanden.

Vedlegg 3:

Regionale trender i bestanden av hekkefugl - 2009-2020



Figur S3. Estimert årlig bestandsindeks (I_t) for hekkebestanden av lirype på regionalt nivå for perioden 2009-2020. For oppdeling av regioner, se Metoder. Stiplede grå linjer markerer 95% C.I., mens orange felt markerer omtrent 50% C.I. Resultater er basert på separate modeller for de enkelte regioner. I tillegg viser blå stiplet linje regionale prediksjoner basert på en felles nasjonal modell.

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 forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4639-2

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