

2330

NINA Rapport

Statistiske verktøy for prediksjon av årlig bestandsvekst og effekter av jakt på rødrev

Chloé Rebecca Nater, Stijn P. Hofhuis, Matthew Grainger, Dorothee Ehrich



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

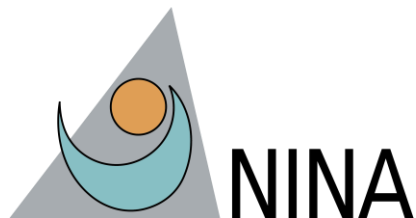
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

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.

Statistiske verktøy for prediksjon av årlig be- standsvekst og effekter av jakt på rødrev

Chloé Rebecca Nater
Stijn Peter Hofhuis
Matthew Grainger
Dorothee Ehrich



Nater, C. R., Hofhuis, S. P., Grainger, M. & Ehrich, D. 2023.
Statistiske verktøy for prediksjon av årlig bestandsvekst og effekter
av jakt på rødrev. NINA Rapport 2330. Norsk institutt for
naturforskning.

Trondheim, september 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5120-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Lars Rød-Eriksen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2605|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Rødrever på Varanger i vinter tatt med kamerafelle

© COAT viltkamera

NØKKEWORD

Rødrev, Varanger, bestandsdynamikk, jakt, predator kontroll,
integrert populasjonsmodell, transient LTRE, demografiske drivere,
smågnager, reinsdyrkadaver, reproducerbar arbeidsflyt

KEY WORDS

red fox, Varanger, population dynamics, hunting, culling, integrated
population model, transient LTRE, demographic drivers, rodent,
reindeer carcass, reproducible workflow

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

Nater, C. R., Hofhuis, S. P., Grainger, M. & Ehrich, D. 2023. Statistiske verktøy for prediksjon av årlig bestandsvekst og effekter av jakt på rødrev. NINA Rapport 2330. Norsk institutt for naturforskning.

Rødrev og mange andre små roviltarter trives under pågående forandringer i både klima og menneskers arealbruk. Dette kan medføre forstyrrelse av økosystemprosesser i form av blant annet økt predasjon på småvilt, konkurranse med truede arter, og muligens spredning av zoonoser. For rødrev flere steder i Norge og i andre land brukes det av den grunn intensiv beskatning for å redusere bestander. Effekten av denne formen for predator kontroll er derimot svært usikker og i noen grad kontroversiell, ikke minst fordi det finnes lite kunnskap om rødrevens bestandsdynamikk. For smårovilt generelt er datagrunnlaget svært dårlig sammenlignet med andre høstede arter, men nye statistiske metoder gjør det mulig å få stort utbytte av tilgjengelig data gjennom integrert analyse. I dette prosjektet har vi utarbeidet en integrert populasjonsmodell for rødrev på Varanger, som bygger på data som enkelt kan samles inn som en del av jakta, og brukt den for å estimere demografiske rater og bestandsutvikling over perioden 2004-2021. Videre har vi undersøkt underliggende drivere og satt opp et rammeverk for å utrede effekten av jakt og forvaltningsdrevne kontrolltiltak på rødrev. Resultatene viser at rødrevbestanden på Varangerhalvøya i gjennomsnittet har økt noe i perioden 2004-2021 til tross for intensiv beskatning. Dette skyldes ikke minst at bestandsvekst i liten grad var styrt av jaktmortalitet. Modellresultatene peker derimot på at det var naturlig mortalitet og immigrasjon som var de sentrale driverne for bestandsdynamikk. Disse to demografiske ratene har to ting til felles: 1) de påvirkes i betydelig grad av miljødrivere, i dette tilfellet smågnagerforekomst og tilgjengelighet av reinsdyrkadaver gjennom vinteren, og 2) det finnes veldig lite overvåkingsdata som gir informasjon om de. Det er derfor svært viktig med videre, og muligens noe utvidet, overvåking av både rødrev og jaktinnsats. Videre kan det være verdifullt å vurdere tiltak som bygger ikke bare på beskatning, men som i tillegg tar høyde for miljøtilstand (med hensyn til forekomst av smågnagere og reinsdyrkadaver) hvert år. I tillegg framhever arbeidet viktigheten av å enkelt kunne oppdatere og gjenkjøre denne typen bestandsanalyse år etter år når nye data blir tilgjengelig, og levere en automatisert og reproducerbar arbeidsflyt for rødrev på Varanger, og muligens i andre områder, til dette formålet.

Chloé Rebecca Nater & Matthew Grainger
NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
chloe.nater@nina.no & matthew.grainger@nina.no

Stijn Hofhuis & Dorothee Ehrich
UiT, Postboks 6050 Langnes, 9037 Tromsø
stijn.p.hofhuis@uit.no & dorothee.ehrich@uit.no

Abstract

Nater, C. R., Hofhuis, S. P., Grainger, M. & Ehrich, D. 2023. Statistical tools for prediction of annual population growth of and effects of hunting on red foxes. NINA Rapport 2330. Norsk institutt for naturforskning.

Red foxes and many other small to medium sized predators thrive under changes in climate and human land use. This can lead to disruption of ecosystem processes in the form of, for example, increased pressure on small game, competition with and predation on threatened species, and possibly spread of zoonotic diseases. For red foxes in several areas of Norway, as well as in other countries, intense hunting, also called culling, is therefore used to reduce population size. However, the effect of such predator control measures is very uncertain and often somewhat controversial, not least because there is very little knowledge about red fox population dynamics. Data on small to medium-sized carnivores is typically scarce compared to other harvested species, but new statistical methods offer opportunities to make more efficient use of limited data through integrated analysis. In this project, we have developed an integrated population model for red foxes on the Varanger Peninsula, which uses data that can easily be collected as part of hunting, and used it to estimate demographic rates and population trends over the period 2004-2021. We further investigated the underlying demographic and environmental drivers and set up a framework for evaluating the effects of hunting and other management interventions efforts for red fox. Our results show that the red fox population on the Varanger peninsula has, on average, increased over the period 2004-2021 despite intensive hunting efforts, and that this is not least due to population dynamics being little affected by changes in hunting mortality. On the other hand, model results indicate that natural mortality and immigration were the primary drivers of population dynamics. These two demographic rates have two things in common: 1) they are substantially affected by environmental drivers, in this case rodent abundance and availability of reindeer carcasses over winter, and 2) there is very little monitoring data that can provide information on them. Continued and possibly extended monitoring (of both red foxes and hunting effort) is therefore very important. Furthermore, it may be valuable to consider management actions that not only focus on hunting, but that also take environmental conditions (rodent abundance and reindeer carcass availability) into account on a year-by-year basis. Additionally, this work highlights how important it is to be able to rerun this type of population analyses year after year as new data becomes available, and delivers an automated reproducible workflow for red foxes on Varanger to that end.

Chloé Rebecca Nater & Matthew Grainger
NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
chloe.nater@nina.no & matthew.grainger@nina.no

Stijn Hofhuis & Dorothee Ehrich
UiT, Postboks 6050 Langnes, 9037 Tromsø
stijn.p.hofhuis@uit.no & dorothee.ehrich@uit.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Prosjektformål.....	8
1.3 Prosjektframdrift.....	9
2 Oppsummering av prosjektaktiviteter og resultater	10
2.1 Datagrunnlag	10
2.2 Ferdigstilling av integrert bestandsmodell	10
2.2.1 Modellstruktur og effektiv bruk av tilgjengelige data	11
2.2.2 Inkludering av ekstern kunnskap om overlevelse.....	12
2.2.3 Fleksibel modellstruktur for videre/annen bruk.....	13
2.3 Utarbeiding av metoder for skalering gjennom genetiske data.....	14
2.4 Analyse av tidligere bestandsdynamikk og dens drivere	15
2.4.1 Bestandsutvikling 2004-2021	16
2.4.2 Overlevelse, mortalitet, reproduksjon og immigrasjon	17
2.4.3 Effekter av smågnagerforekomst og tilgjengelighet av reinsdyrkadaver	19
2.4.4 Demografiske drivere av bestandsutvikling 2004-2021	20
2.5 Prediksjon av framtidige bestandsendringer	22
2.5.1 Hva hvis? – Resultater fra sensitivitetsanalyse	22
2.5.2 Prediksjoner under ulike framtidsscenarioer	22
2.6 Automatisering og dokumentasjon av arbeidsflyt.....	23
3 Referanser	24
4 Tillegg	26

Forord

Den opprinnelige idéen for dette prosjektet kom opp under det nasjonale og tverrinstitusjonelle samarbeidet til SUSTAIN (2015-2019, finansiert av Norges Forskningsrådet) og vi takker Miljødirektoratet for finansieringen tildelt i 2022 gjennom «Tilskudd til vilttiltak»-ordningen. Innsatsen som gjorde dette prosjektet mulig begynte langt før SUSTAIN, og langt før jeg selv begynte å interessere meg for økologi og statistisk analyse. Innsamlingen av data som danner grunnlaget til dette arbeidet startet med rødrevjakt organisert på Varangerhalvøya i 2004/2005 i rammen av prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (finansiert av Miljødirektoratet og ledet av Rolf A. Ims og Siw T. Killengreen, UiT), og ble realisert gjennom en stor innsats fra både lokale jegere og medarbeidere fra Statens naturoppsyn (SNO). Mange assistenter og studenter og flere forskere og teknikere har bidratt til obduksjon av skrottene. Dette omfattende arbeidet, som de siste årene ble koordinert og forvaltet av Climate-Ecological Observatory for Arctic Tundra (COAT), gjorde at vi i dag har god jaktstatistikk og demografiske data fra mange hundre rødrever. Spesielt for små og mellomstore rovdyr, som rødrev, er datagrunnlaget ofte veldig dårlig, og den kontinuerlige innsamlingen av data siden 2004/2005 er derfor ekstremt verdifull.

Jeg ønsker i tillegg å takke Rolf Ims, Erlend Nilsen, Signe Nybø, og Jørgen Rosvold for hjelp med å formulere både søknaden og prosjektrapport på norsk, og Lars Rød-Eriksen for gjennomgang og kvalitetssikring av rapporten.

Dette prosjektet er, på mange måter, et eksempel på den type samarbeid på tvers av institusjoner og disipliner vi trenger i dag. Den har styrket samarbeidet mellom NINA og COAT og mellom forskningsmiljøene i Trondheim og Tromsø, og påminnet alle involverte om at dagens og framtidens forskning avhenger av respektfullt og effektivt samarbeid av folk med ulike og komplementære kompetanser og med forskjellige roller, karrierestadier, og motivasjoner.

Chloé R. Nater (prosjektleder)
01. september 2023

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Norsk natur har de siste tiårene vært preget av forandringer i både klima og menneskelig arealbruk. Mens flere arter har blitt satt på rødliste på grunn av dette, finnes det også arter – hovedsakelig generalister – som trives i et varmere klima og med mer utbredt menneskelig aktivitet. Rødrev (*Vulpes vulpes*) er blant disse artene: den har blitt mer tallrik og har etablert seg i områder nærmere bebygde strøk og både lengre oppover i fjellet og nordover på tundraen (Hersteinsson & MacDonald, 1992; Killengreen et al., 2011; Elmhagen et al., 2015; Jahren et al., 2020). Dette kan føre til forstyrrelser av grunnleggende økosystemprosesser på ulike nivå. Høyere tetthet av rødrev kan blant annet føre til økt predasjon på småvilt som lirype (Breisjøberget et al., 2018) og bakkehekkende fuglearter (Ims et al., 2019; Kubelka et al., 2018). Videre er rødrevens ekspansjon en trussel for truede arter på tundraen, slik som fjellrev (Eide et al., 2017; Ims et al., 2017) og dverggås (Marolla et al., 2019). Til sist kan rødrev bære og spre parasitter og sykdommer som kan være farlig for helsa til mennesker og dyr (f.eks. skabb, rabies og dvergbandelorm). Samlet sett kan rødrev påvirke mange arter og økosystemfunksjoner, samtidig som den er tett knyttet til menneskelig aktivitet og helse. Til tross for dette finnes det lite kunnskap om bestandsdynamikken og hvordan den reagerer på ulike naturlige drivere, miljøforandringer og forvaltningstiltak, spesielt i nord.

Intensiv beskatning blir ofte brukt som tiltak for å regulere rødrevbestander både i Norge og i andre land. Ikke sjelden er innsatsen stor til tross for at effekten av slik predator kontroll ikke alltid evalueres og kan være usikker (Henden et al., 2021; Marolla et al., 2019; Rød-Eriksen et al., 2020). I flere tilfeller hvor en vurdering av tiltakets effekt var mulig, ble det også funnet at predator kontroll var lite effektivt, ikke minst fordi hver skutt rev fort blir erstattet av en annen som vandrer inn fra et tilstøtende område (Lieury et al., 2015; Newsome et al., 2014; Porteus et al., 2019). Da er det ikke overraskende at predator kontroll i Norge har blitt et kontroversielt tema. I media omtales det som «smårovviltbekjempelse», og tiltaket samt manglende kunnskap om dets effekt skaper fronter mellom forvaltning, jegere, og forskere (Halvorsen, 2021; Ims & Henden, 2021).

På Varangerhalvøya har rødreven blitt tallrik de siste tiårene blant annet på grunn av god tilgang til reinsdyrkadavre (Killengreen et al., 2011; Henden et al., 2014). Dette har ført til negative effekter på både fugl og fjellrev (Henden et al., 2021; Ims et al., 2017; Marolla et al., 2019). For å undersøke effekten av rødrevuttak på den truede fjellreven har intensiv rødrevjakt blitt iverksatt som et eksperimentelt tiltak på Varangerhalvøya siden 2005. Over de siste 15 årene har nesten 4000 rødrev blitt skutt av Statens Naturoppsyn (SNO) eller vanlige jegere på Varangerhalvøya. Sammenlikning av utviklingen i lirypebestanden på tiltaksområdet og i kontrollområder lengre vest tydet på en positiv effekt av rødrevuttaket på lirypebestanden (Henden et al. 2021). Derimot fant Marolla et al. (2019) ingen effekter av et rødrevuttak på den kritisk truede dverggåsbestanden i Finnmark. Det er derfor fortsatt usikkerhet rundt effekten av rødrevbeskatning på andre arter i økosystemet, samt om hvordan beskatning påvirker bestandsstørrelsen og demografien hos rødrev selv.

For å få en bedre forståelse av effektiviteten av rødrevtiltak, samt å foreslå tiltak for å øke effektiviteten, kreves det kunnskap om bestandsdynamikken, det vil si endringer i både størrelse og aldersstruktur til bestanden (Williams et al., 2002). Nøkkelen til dette er detaljerte demografiske data, helst på individnivå (Clutton-Brock & Sheldon, 2010), men akkurat denne typen data mangler for de fleste små til mellomstore rovdyr i Norge. Det er på grunn av dette at det så langt har vært vanskelig å vurdere effekten av beskatning på rødrevbestanden på Varanger og andre steder i landet.

Til tross for at det typisk mangler detaljerte demografiske data fra fangst-gjenfangst og jevnlig bestandsovervåking for smårovvilt, samles det ofte inn en rekke andre data fra jakten. For rødrev

på Varanger, for eksempel, finnes det data om totalt antall skutte rev per år. Det klima-økologiske observatoriet for arktisk tundra (COAT; www.coat.no) mottar også skrottene av skutte rev fra jegere og obduserer dem, noe som gir informasjon om aldersfordeling, reproduksjon, diett, og for noen rever også om genetikk (Killengreen et al., 2011; Ims et al., 2020). Isolert sett kan hver type data gi noe innsikt om delaspesker av biologien, men det er ikke nok for å få til et helhetlig bilde av bestandsdynamikken og effekten av jakt, ikke minst fordi data om overlevelse og immigrasjon mangler.

Integrerte populasjonsmodeller (IPMs) har fått mye oppmerksomhet det siste tiåret fordi de tillater å modellere bestandsdynamikk gjennom samlet analyse av flere (små) datasett, selv om de ulike datasettene alene ikke inneholder nok informasjon i en isolert analyse (Schaub & Kéry, 2021). Dette muliggjør mer effektiv bruk av alt av data som finnes. Å gjøre dette gir ofte bedre og mer presise estimater, og kan til og med tillate å kvantifisere demografiske prosesser man ikke har noen eksplisitte data om (f.eks. innvandring og ynglingsoverlevelse, Abadi et al., 2010; Gamelon et al., 2021). Videre kjøres IPMs ofte innenfor Bayesianske rammeverk, noe som tillater integrert analyse av både felldata, og av andre typer kunnskap som, for eksempel, estimater fra andre studier og ekspertvurderinger.

Nylig utviklet vi en IPM for fjellrev på Svalbard som brukte data fra jakt og feltovervåking sammen med ekspertvurderinger (Nater et al., 2021). Modellen var i stand til å estimere bestandsstørrelse (samt usikkerhet), kvantifisere rollen til immigrasjon, og vurdere effekter av jakt og miljøforandringer på bestandsdynamikken. Siden fjellrev på Svalbard faller i kategorien «smårovvilt» og det samles inn tilsvarende data for smårovvilt andre steder, er modellen til Nater et al. (2021) svært relevant også for rødrev på fastlandet.

1.2 Prosjektformål

De to hovedformålene med dette prosjektet var 1) å utarbeide og tilgjengeliggjøre en integrert bestandsmodell for smårovvilt som baseres på ulike typer jakt- og overvåkingsdata, og 2) bruke selve modellen for å analysere utviklingen til og effekten av beskatning på rødrevbestanden på Varangerhalvøya.

Sistnevnte inneholdt det å skape ny kunnskap om tidligere, nåværende, og framtidig bestandsstørrelse og hvordan de avhenger av beskatning og smågnager-forekomst. Tilsvarende modellanalyse kan oppsummeres i tre formål (se også Figur 1):

- 1) *Estimering av bestandsendringer til rødrev på Varanger (2004-2021) gjennom integrert analyse av tilgjengelig data fra jakt*
- 2) *Kvantifisering av effekter av jakt og smågnager-forekomst på bestandsdynamikk*
- 3) *Prediksjon av framtidige bestandsendringer under forskjellige jakt- og smågnager-scenarier*

Prosjektet var i tillegg lagt opp til å ikke bare levere konkrete forvaltningsrelevante biologiske resultater, men også en brukervennlig arbeidsflyt for integrert bestandsanalyse av smårovvilt. For rødrev på Varanger var formålet at analysen enkelt skulle kunne gjentas senere når data fra flere år har blitt samlet inn, og arbeidsflyten skulle derfor kunne kobles direkte til COAT-databasen (hvor jakt- og obduksjonsdata til rødrev blir lagret). Videre la vi vekt på å iverksette og dokumentere hele arbeidsflyten på en måte som gjør den enkel å tilpasse til andre bestander av både rødrev og andre arter.

Prosjektet var delt opp i fem oppgaver som bygger på hverandre for å nå tre målsetninger (Figur 1):

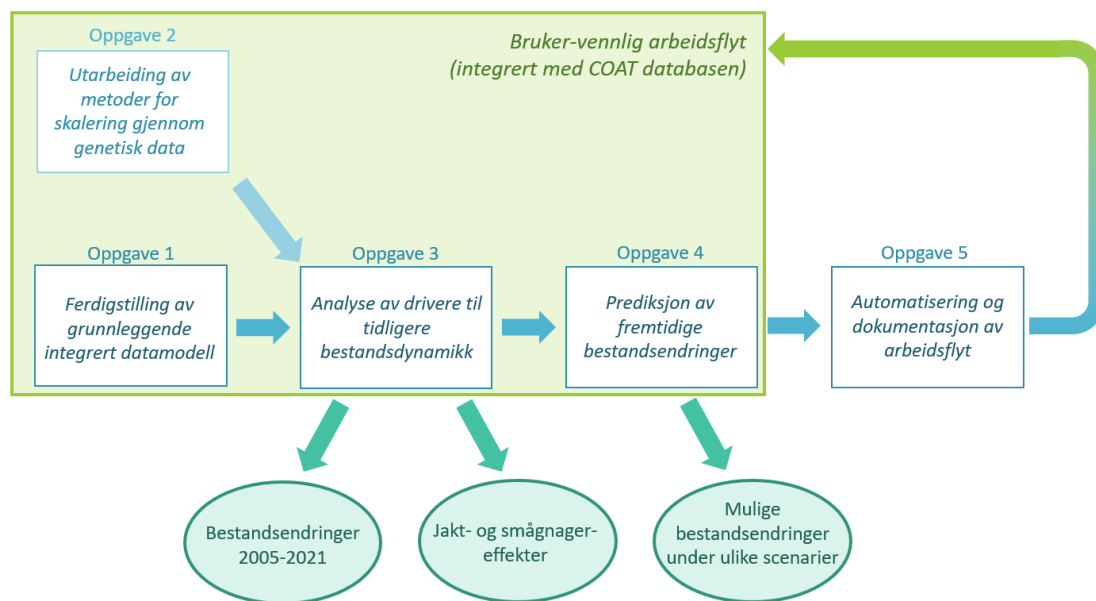
Oppgave 1: Ferdigstilling av grunnleggende integrert modell for bestandsdynamikk hos rødrev

Oppgave 2: Utarbeiding og implementering av metoder for skalering av modellen ved bruk av genetisk data

Oppgave 3: Analyse av drivere til bestandsdynamikk i tidsrommet 2005-2021

Oppgave 4: Prediksjon av framtidige bestandsendringer under ulike scenarier

Oppgave 5: Automatisering og dokumentasjon av arbeidsflyt



Figur 1: Oversikt over prosjektoppgaver (firkanter), prosjektmål (ovaler) og deres sammenheng. Oppgavene 1 til 4 er sammenstilt i en arbeidsflyt (grønn) som skal være enkel å repetere og å tilpasse til andre bestander av både rødrev og smårovilt generelt.

1.3 Prosjektframdrift

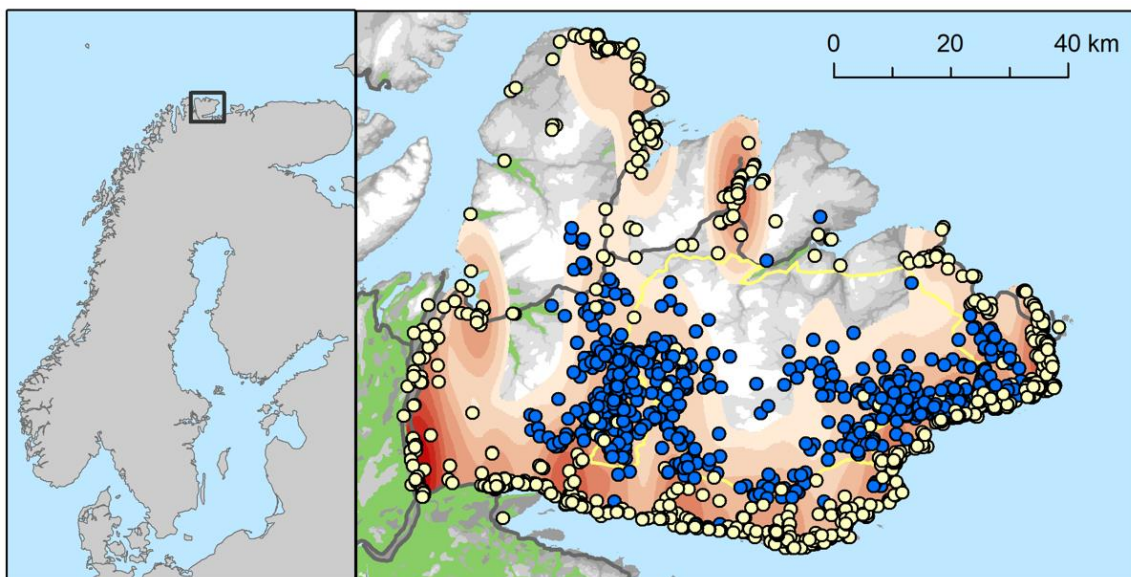
Prosjektet ble finansiert i slutten av april 2022 og per september 2023 er oppgavene 1, 2, 3, og 5 helt avsluttet. Prosjektaktiviteter og foreløpige resultater presenteres i mer detalj i kapittel 2 nedenfor. Det gjenstår noe arbeid på oppgave 4 per denne rapportens dato, men denne oppgaven forventes slutført innen 2023 da store deler av prosjektet kommer til å inngå i doktorarbeidet til Stijn Hofhuis som er stipendiat ved UiT.

Siden både det statistiske rammeverket og de biologiske resultatene er av bred nasjonal og internasjonal interesse og anvendbarhet, planlegger vi, i tillegg til denne rapporten, å skrive en vitenskapelig artikkel til et internasjonalt fagfellelevert tidsskrift. Resultatene skal videre presenteres på det årlige referansemøtet til fjellrevmodulen i COAT, og på møter med SNO og lokale jegere. Rådataene ligger hovedsakelig i COAT data portalen (data.coat.no), og hele arbeidsflyten, inkludert kode, er offentlig tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/ChloeRN/Vred-foxIPM>

2 Oppsummering av prosjektaktiviteter og resultater

2.1 Datagrunnlag

Siden 2005 har nesten 4000 rev blitt registrert skutt på Varangerhalvøya. Av disse ble 672 skutt av SNO som et ekstraordinært uttak, og resten ble skutt av vanlige jegere. SNO står for de fleste rever som blir tatt ut i de indre delene av halvøya, i fjellrevens kjerneområder, mens vanlige jegere jakter mest langs veier og i kystnære områder (Figur 2). Alle skutte rev registreres med dato, koordinater, jeger og jaktmåte. Fjellrev-modulen i COAT mottar skrotter fra de skutte revene mot en finansiell kompensasjon til jegere. Skrottene obduseres og det samles data om bl.a. kjønn, reproduktiv status, vekt og skabbinfeksjon fra alle rev. Alder bestemmes basert på tannsnitting på et utvalg av rev (60-80 per år). Mageinnhold blir analysert for rev skutt på drivjakt, først og fremst revene tatt ut av SNO, for å få innsyn i hvilke ressurser som er viktige for rødreven i forskjellige år og områder (Killengreen et al. 2011). Innenfor rammen av et tidligere prosjekt ble også genotyper til nesten 500 rev skutt i perioden 2005-2015 bestemt basert på DNA mikrosatellitter. Antall skutte rever og data fra obduksjoner er tilgjengelig gjennom COAT data portalen.



Figur 2: Venstre: Plassering av Varangerhalvøya i Fennoskandia. Høyre: Steder på Varanger hvor rødrev ble skutt mellom 2005 og 2022. Blå = rev skutt av SNO. Gul = rev skutt av vanlige jegere. Rødt areal = tetthet av skutte rev (mørk = mer). Grønt areal = skog. Grå fargelegging = høyde (lysere = høyere, i 100 m intervaller).

2.2 Ferdigstilling av integrert bestandsmodell

Det statistiske rammeverket utarbeidet i dette prosjektet er en integrert populasjonsmodell (IPM, Schaub & Kéry, 2021), og er en videreutvikling av modellen som Nater et al. (2021) bygget for fjellrev på Svalbard. De følgende underkapitlene beskriver kort hvilke typer overvåkingsdata som ble brukt i modellen for rødrev på Varanger, hvordan eksternt kunnskap om overlevelse ble tatt inn, og på hvilken måte vi har satt opp modellen og arbeidsflyten for å være mest mulig fleksibel og derfor nyttig for videre analyser av andre bestander og arter.

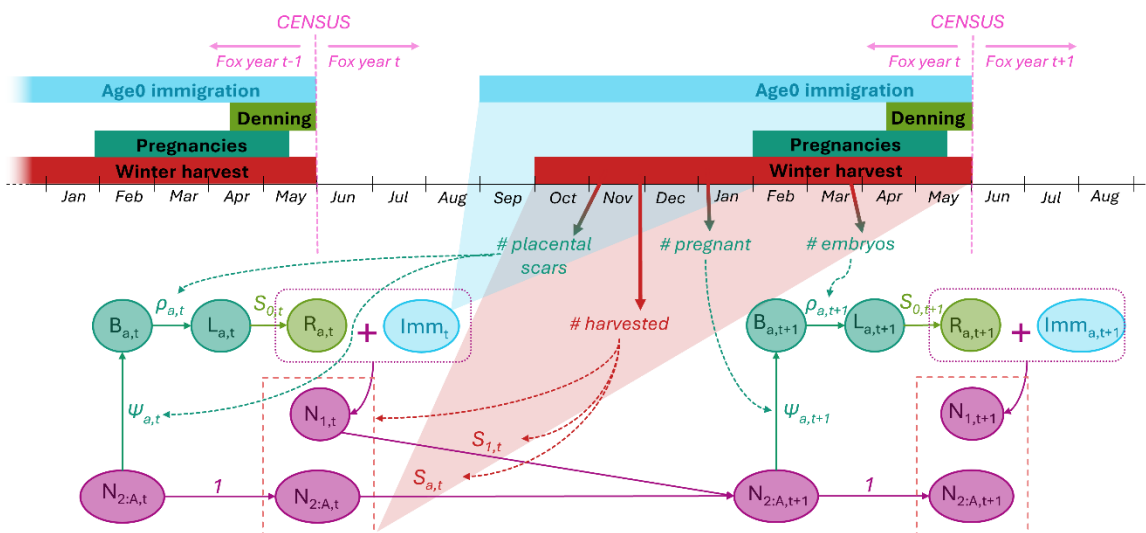
2.2.1 Modellstruktur og effektiv bruk av tilgjengelige data

En IPM består av en sentral populasjonsmodell, som beskriver hvordan individer går gjennom flere livsstadier, og et ubegrenset antall «data likelihoods» som drar ut informasjon om livsstadier og dens demografiske rater fra ulike datakilder.

I dette tilfellet er populasjonsmodellen strukturert i årlige tidstrinn (vår til vår) og omfatter fem aldersklasser (bare tisper er inkludert):

- **Aldersklasse 0:** årets valper som akkurat har forlatt hiet (indeks 1 i modell-koden)
- **Aldersklasser 1-3:** individer som er 1-3 år gamle (indeks 2-4 i modell-koden)
- **Aldersklasse 4+:** individer som er 4 år eller eldre (indeks 5 i modell-koden)

De demografiske ratene i populasjonsmodellen er overlevelse (S , som er resultatet av å overleve både jakt og naturlige dødsårsaker), ynglingsfrekvens (Ψ), antall foster per mor (ρ), overlevelse fra fødsel til når valper kommer ut av hiet (S_0), og immigrasjonsrate ($immR$, definert som antall immigranter per lokalt rekruttert individ). Dette er visualisert i Figur 3 nedenfor.



Figur 3: Visualisering av populasjonsmodellen inklusive demografiske rater og hvordan kunnskapen fra overvåkingsdata flyter inn i den.

Figuren viser også hvordan informasjon fra ulike typer overvåkingsdata inngår i modellen. Det er stort sett tre kilder til overvåkingsdata som ble brukt:

- **Jaktstatistikk / aldersfordeling:** Antall individer som ble skutt totalt, og aldersfordelingen blant individene som ble aldersbestemt ved bruk av tannsnitting. Gir informasjon om bestandsstørrelse og -struktur, samt jaktmortalitet.
- **Reproduksjonsdata fra skrotter:** Andel tisper med tegn til tidligere eller pågående reproduksjon og antall foster eller arr i livmor til reproduserende tisper. Gir informasjon om ynglefrekvens og antall foster per mor.
- **Genetiske data fra skrotter:** Genotyper til et utvalg av innsamlede individer. Ble analysert for å hente ut sannsynlighet for «tilhørighet» til bestanden på Varanger og gir informasjon om immigrasjonsrate. Mer detaljer under 2.3.

Disse tre datakildene representerer en stor del av data om rødrev som har blitt og fortsatt er samlet inn årlig gjennom COAT-samarbeidet.

2.2.2 Inkludering av ekstern kunnskap om overlevelse

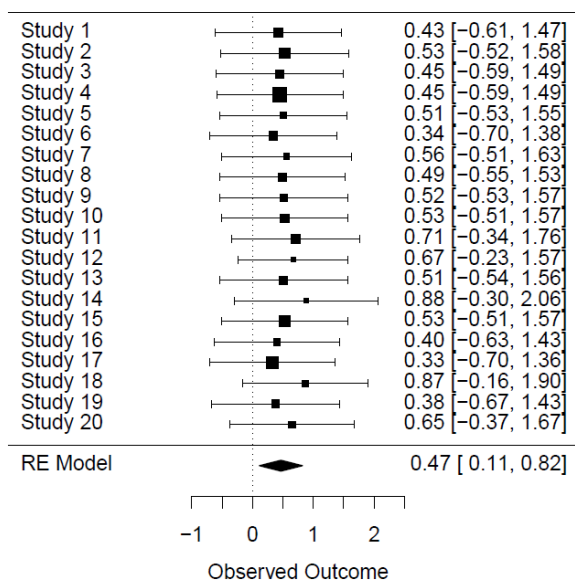
Selv med mest effektiv bruk av data har vi en situasjon for rødvov i Varanger hvor vi ikke har overvåkingsdata som gir oss informasjon om overlevelse, eller, mer konkret, mortalitet av naturlige årsaker (årsaker som ikke er jakt, i denne sammenheng). Dette er en situasjon som er veldig vanlig for høstede arter, og spesielt de som ikke er av økonomisk interesse og/eller i sterkt forsknings- og forvaltningsfokus, siden innsamling av data om overlevelse/naturlig mortalitet er svært (ressurs-)krevende. Ofte er det bare mulig med store studier som involverer enten GPS-/radio-merking eller fangst-gjenfangst. For å få informasjon om overlevelse og naturlig mortalitet inn i rammeverket vårt måtte vi derfor ty til andre kilder av kunnskap og føre denne informasjonen inn som tilleggskunnskap (gjennom «informative priors») i vårt rammeverk.

Vi prøvde ut og sammenlignet tre forskjellige tilnærminger:

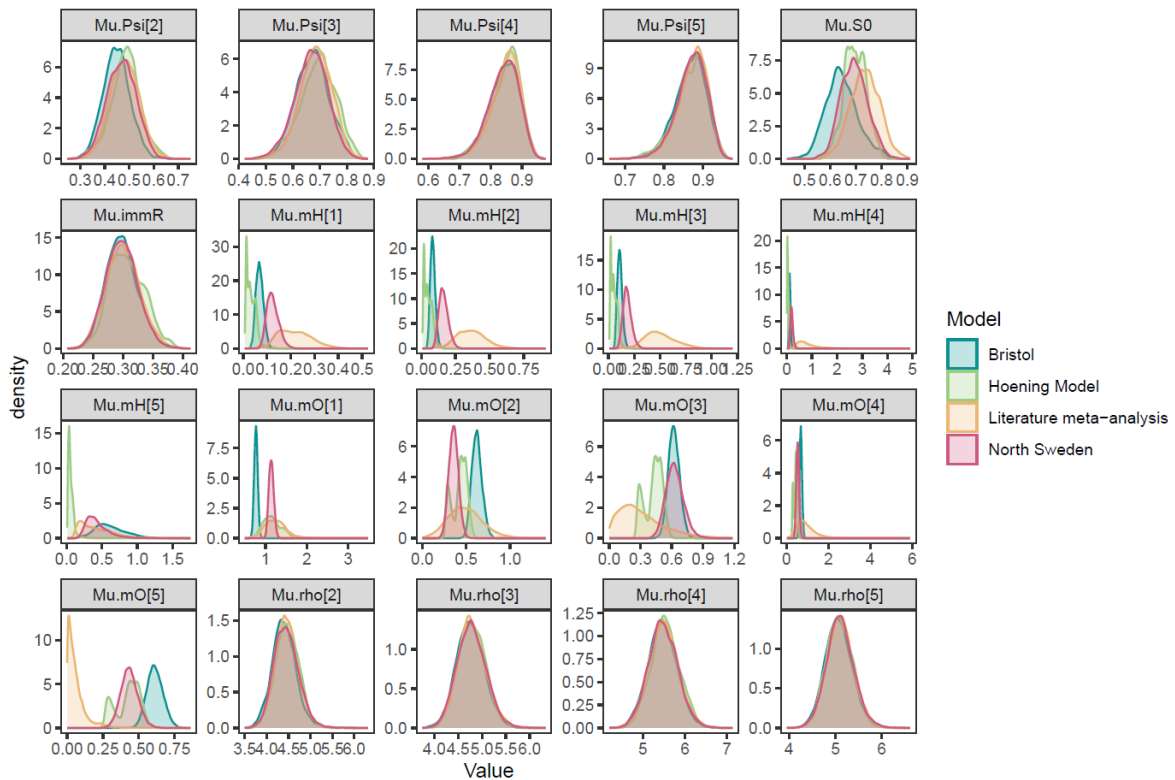
1. Bruk av estimater for overlevelse i utvalgte andre rødvovbestander (en ikke-jaktet bestand fra Bristol, UK, og en lett jaktet bestand fra Nord-Sverige, data satt sammen i Devenish-Nelson et al., 2013)
2. Bruk av estimater for overlevelse basert på en meta-analyse av studier sammenstilt i en tidligere artikkel (Figur 4, Devenish-Nelson et al., 2013).
3. Bruk av estimater for naturlig mortalitet basert på beregninger som bruker maksimal alder og fylogenetisk informasjon (Porteus et al., 2018).

Figur 5 viser forskjellen på estimater for hoved-parametere for demografiske rater mellom modeller som bruker de ulike tilnærmingene. Fasiten er at valg av informasjonskilde har tydelig effekt på hvordan overlevelse blir delt opp i jakt- og naturlig mortalitet, men dette smitter ikke sterkt over på andre demografiske rater. Modellen som brukte tilnærming 3 (grønn i Figur 5) hadde noen utfordringer med parameter-estimeringen, så denne tilnærmingen anbefales ikke i dette tilfellet. Modellen som bruker estimater fra meta-analysen (oransje i Figur 5) har størst usikkerhet på estimater til demografiske rater, og dette er som forventet siden denne tilnærmingen tar høyde for usikkerhet på tvers av flere studier (Figur 4) og videre inkluderer estimater for bestander med ulikt (og delvis ukjent) jakttrykk. Estimater av relativ bestandsutvikling, dvs. hvor mye bestanden endret seg prosentuell, ble lite påvirket av valget av kunnskapskilde for overlevelse, mens absolutt bestandsstørrelse, altså hvor mange individer er i bestanden, var sensitiv til dette. Dette betyr at hvis man skal ha nøyaktige estimater av bestandsstørrelse, så blir det svært viktig med innsamling av data som kan gi informasjon om overlevelse og/eller naturlig mortalitet.

For resten av rapporten presenteres resultatene fra modellen som bruker overlevelsesestimater fra rødvovbestanden i Nord-Sverige (rød i Figur 5), siden den ga gode estimater som lå i midten av de ulike andre tilnærmingene. I tillegg er dette estimater til den geografisk nærmeste bestanden som kan antas å leve i noenlunde liknende forhold som Varangerbestanden.



Figur 4: Resultater av vektet regressjon («weighted regression») for overlevelse av aldersklasse 1 basert på dataene sammensatt av Devenish-Nelson et al. (2013).



Figur 5: Fordeling av parameter-verdier ved bruk av ulike kunnskapskilder for å legge inn informasjon om overlevelse og naturlig mortalitet. Modellen «Hoening Model» bruker den fylogenetiske modellen fra Porteus et al. (2018) for å estimere naturlig mortalitet fra maks-alder, mens de tre andre bruker data fra litteratur. Mu.Psi = ynglefrekvens. Mu.S0 = overlevelse fra fødsel til forlatelse av hiet. Mu.immR = immigrasjonsrate. Mu.mH = jaktmortalitet. Mu.mO = naturlig mortalitet. Mu.rho = antall foster/mor. Alle parametere er gjennomsnitt. Aldersklasser i hakeparentes.

For overlevelse fra fødsel til valpene forlater hiet fant vi ikke tilstrekkelig data i litteraturen. Vi brukte derfor estimatet fra Nater et al. (2021) for fjellrev på Svalbard.

2.2.3 Fleksibel modellstruktur for videre/annen bruk

Både framtidig gjenbruk og tilpassing til andre bestander og arter stod i fokus når vi utarbeidet modellen og arbeidsflyten for rødrev i Varanger. Rammeverket inneholder derfor en rekke svitser som kan brukes for å ta forskjellige valg i forberedelsen og bruken av data, og for å kjøre ulike versjoner av modellen. Tabell 1 nedenfor gir en oversikt over opsjonene som er bygget inn i arbeidsflyten per nå.

Tabell 1: Oversikt over de viktigste svitsjene som brukes for å sette opp rammeverket på en fleksibelt måte.

Svitsj-navn	Funksjon
<i>Amax</i>	Antall aldersklasser i modellen
<i>Tmax</i>	Antall år i analysen
<i>minYear</i>	Første år i analysen
<i>fitCov.[x]</i>	Hvis effekter av smågnager/reinsdyr (eller jaktinnsats hvis tilgjengelig) blir inkludert på demografisk rate x
<i>rCov.idx</i>	Om smågnager data som brukes er kontinuerlig eller kategoriske
<i>nLevels.rCov</i>	Hvor mange kategorier smågnager-data inneholder
<i>standSpec.rCov</i>	Hvis smågnager data vektes med hensyn til art (lemen vs. andre)
<i>mO.varT</i>	Hvis naturlig mortalitet varierer over tid i modellen
<i>HoeningPrior</i>	Hvis det brukes en fylogenetisk modell for å legge inn informasjon om naturlig mortalitet
<i>sPriorSource</i>	Hvilken kilde av informasjon om overlevelse skal brukes
<i>imm.asRate</i>	Om immigrasjon modelleres som rate eller som absolutt antall
<i>useData.gen</i>	Hvis genetiske data skal brukes
<i>poolYrs.genData</i>	Hvis genetiske data legges sammen eller separeres per år
<i>indLikelihood.genData</i>	Hvilken type modell brukes for genetiske data
<i>HazardRate</i>	Hvis overlevelse skal deles i jakt- og naturlig mortalitet i post-hoc analyser
<i>PopStructure</i>	Om post-hoc analyser skal fokusere på relativ eller bestandsstørrelse

2.3 Utarbeiding av metoder for skalering gjennom genetiske data

Genetiske data kan gi informasjon om bestandsstruktur, migrasjon, og slektskap. Bruk av genetiske data i integrerte populasjonsmodeller er nytt, men kan muligens være svært verdifullt for å oppnå bedre estimater for bestandsstørrelse og/eller immigrasjon. Det å finne ut hvordan dette kunne gjøres var planlagt som en del av dette prosjektet.

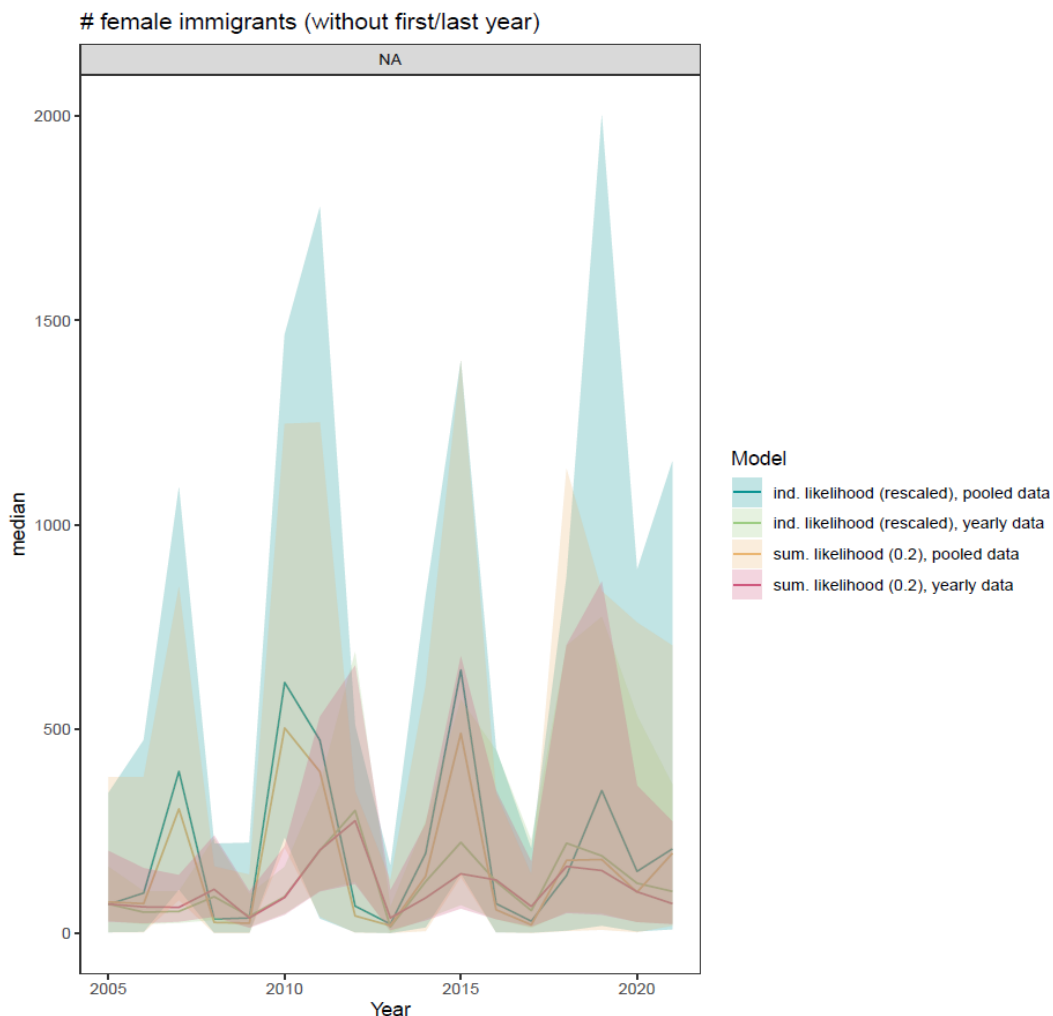
«Close-kin mark-recapture» (Ruzzante et al., 2019) er en av metodene som så lovende ut da den kan tillate estimering av bestandsstørrelse og voksen overlevelse fra genetiske data. Dessverre viste det seg at dens praktiske implementering er krevende, både med hensyn til hvor mye data som trengs (både individer og antall loci) og det høye nivået av spesialkompetanse innen programmering som er nødvendig. Vi valgte derfor å ikke undersøke dette videre i dette prosjektet.

Preliminære kjøring av bestandsmodellen tydet også på at noe informasjon om innvandring til Varanger kunne være nyttig for å forbedre estimeringen av hele modellen. Derfor bestemte vi oss for å bruke de genetiske dataene til å bidra til estimering av proporsjonen av innvandrere i bestanden. Dette ble gjort ved å bruke en form for tilhørighets-analyse («assignment test»), som er en klassisk metode for identifisering av sannsynlige innvandrere og som blant annet er implementert i en programvare med navn «GeneClass 2». Metoden sammenligner individuelle genotyper med allelfrekvensene i en referansebestand, og beregner en sannsynlighet for at et individ er en første-generasjons immigrant (Piry et al., 2004). Programvaren beregner p-verdier for hypotesen at hvert individ tilhører den lokale populasjonen, og vi prøvde å inkludere disse både direkte (med og uten reskalering) eller ved å tildele immigrant-status basert på en grenseverdi *a-priori*.

Vi fant at inkludering av genetiske data førte til bedre estimater av gjennomsnittlig immigrasjonsrate og årlig variasjon i immigrasjonsrate, og at estimatene var ganske like hvis man brukte

reskalerte p-verdier fra GeneClass 2 direkte og hvis man brukte en grenseverdi på 0.2 for å fastsette immigrantstatus (Figur 6).

Samlet sett har vi derfor mulighet til å vise fram en fin «pilotstudie» om hvordan begrensede genetiske data (bare en liten del av individene samlet over en kortere periode ble genotypet) kan brukes innenfor integrert modellering av bestandsdynamikk.



Figur 6: Estimer av antall immigranter per år fra modeller som inkluderer genetiske data på ulike måter. Modeller med «ind. likelihood (rescaled)» i navn bruker reskalerte p-verdier fra GeneClass 2 direkte mens modeller med «sum. Likelihood (0.2)» i navn analyserer immigrasjonsstatus som har blitt fastsatt ved bruk av en grenseverdi av 0.2. Modellene videre skyldes avhengig av hvis de genetiske dataene ble brukt for å beregne gjennomsnittlig («pooled data») eller årlig («yearly data») immigrasjonsrate. Første og siste år er utelatt siden usikkerheten i estimatene for disse årene er svært store.

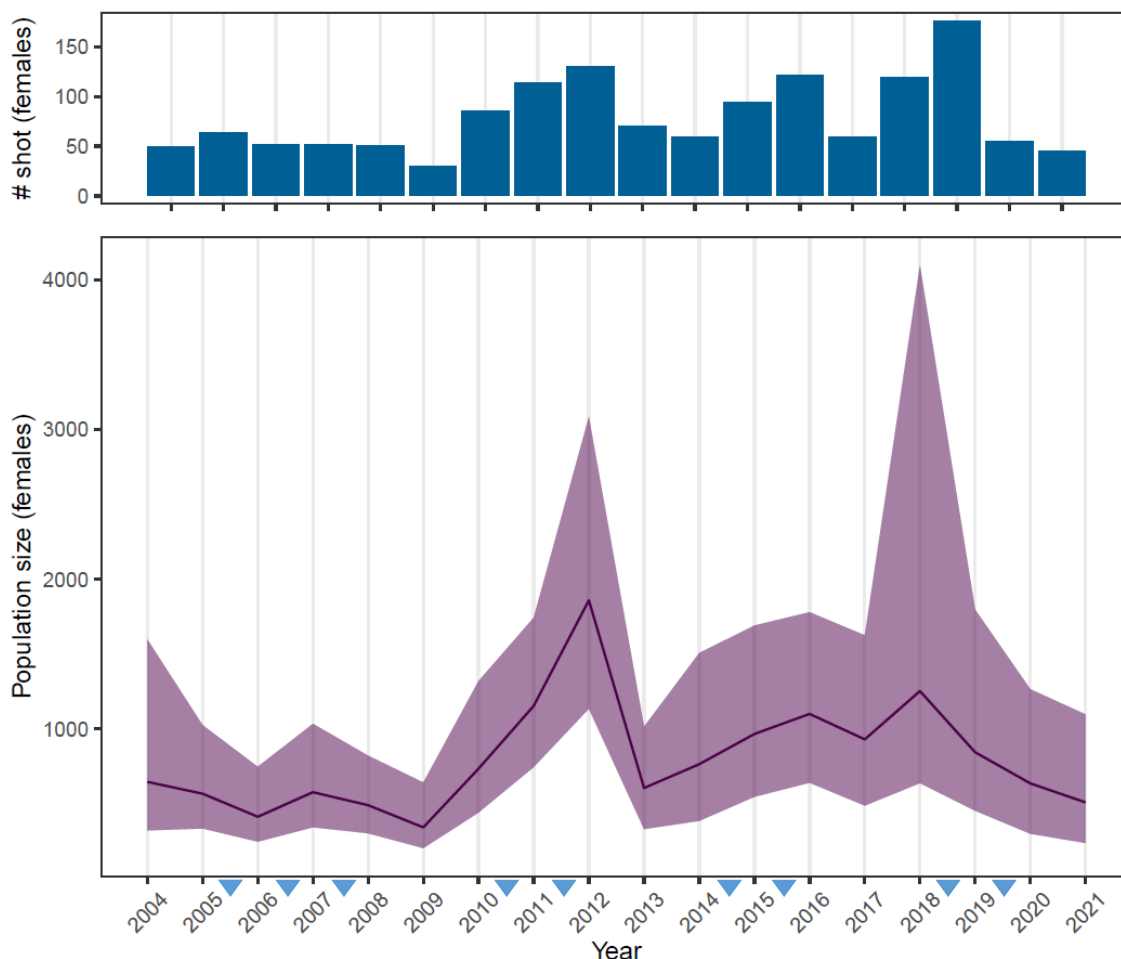
2.4 Analyse av tidligere bestandsdynamikk og dens drivere

I det følgende gir vi en oversikt over hovedresultatene fra arbeidet så langt. Alle estimater presenteres i formatet «median [95% credible interval]», med mindre noe annet er angitt.

Resultatene her er basert på modellen som bruker overlevelsesinformasjon fra en rødrevbestand i Nord-Sverige og som inkluderer genetiske data gjennom en modell med grenseverdi 0.2 for å skille mellom immigranter og lokal-fødte individer, men vi påpeker at noe av de biologisk relevante estimatene kunne ha vært litt forskjellige under andre antakelser.

2.4.1 Bestandsutvikling 2004-2021

Den estimerte bestandsstørrelsen har variert mellom 342 [203, 642] (2009) og 1859 [1135, 3085] (2012) tisper. Bestandsutviklingen har i gjennomsnitt vært positiv (+ 12 [0.3, 27] %), men det har også vært perioder med nedgang, ikke minst over de siste tre årene (Figur 7).



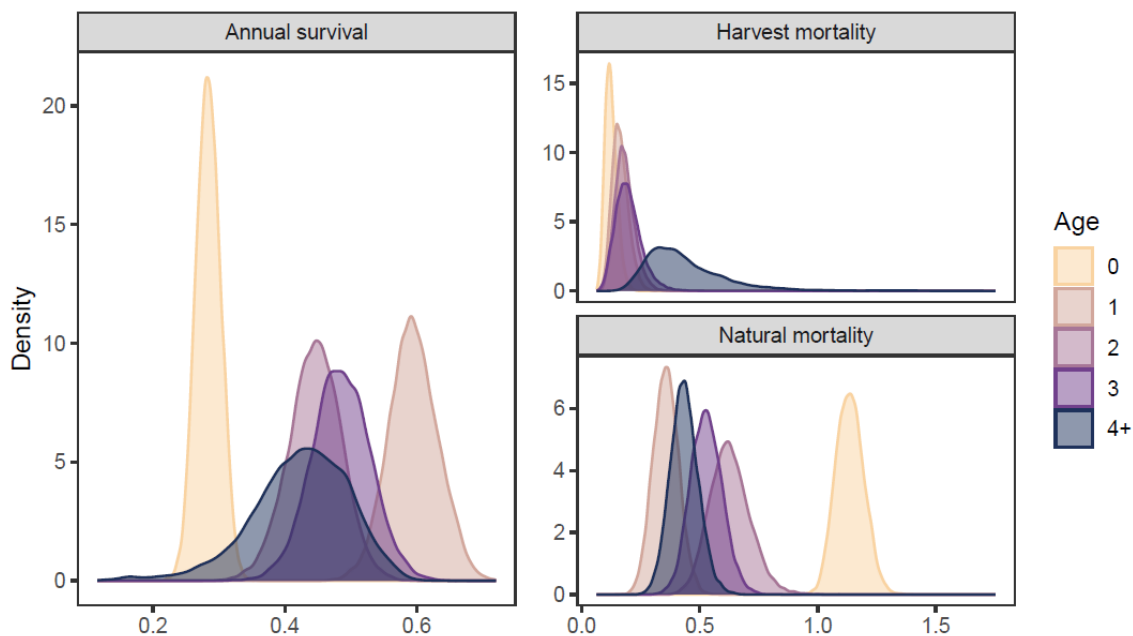
Figur 7: Antall skutte rødrevtisper per år (øverst) og bestandsstørrelse estimert gjennom den integrerte populasjonsmodellen (nederst). Heltrukken linje = median, farget flate = 95% usikkerhet («credible interval»). Blå trekantede markerer år med over gjennomsnittlig smågnagerforekomst.

Bestandstoppen ble nådd i 2012 etter to år med svært høy forekomst av smågnagere. Dette ble etterfulgt av den sterkeste nedgangen, fra 2012 til 2013 (-67 [47, 82] %). Estimert bestandsstørrelse og antall tisper skutt samsvarer godt, men dette er forventet siden jaktstatistikken brukes i modelleringen av bestandsdynamikk og vi har ikke hatt mulighet til å korrigere for mulige endringer i jaktintensitet da det ikke finnes data om dette. Dette er en svakhet i de fleste tilnærminger til modellering av bestander av høstede arter, og understreker hvor viktig det er med innsamling av data om jaktintensitet / jaktinnsats.

Aldersstrukturen i både den totale bestanden (Figur S1a i tillegget) og den reproduserende del av bestanden (Figur S1b i tillegget) har fluktuert over tid. Vi ser at andelen eldre individer, spesielt i den reproduserende bestanden, var noe høyere i de tidlige årene (fram til 2008) og skiftet mot en noe yngre bestand, noe som muligens er en konsekvens av beskatning.

2.4.2 Overlevelse, mortalitet, reproduksjon og immigrasjon

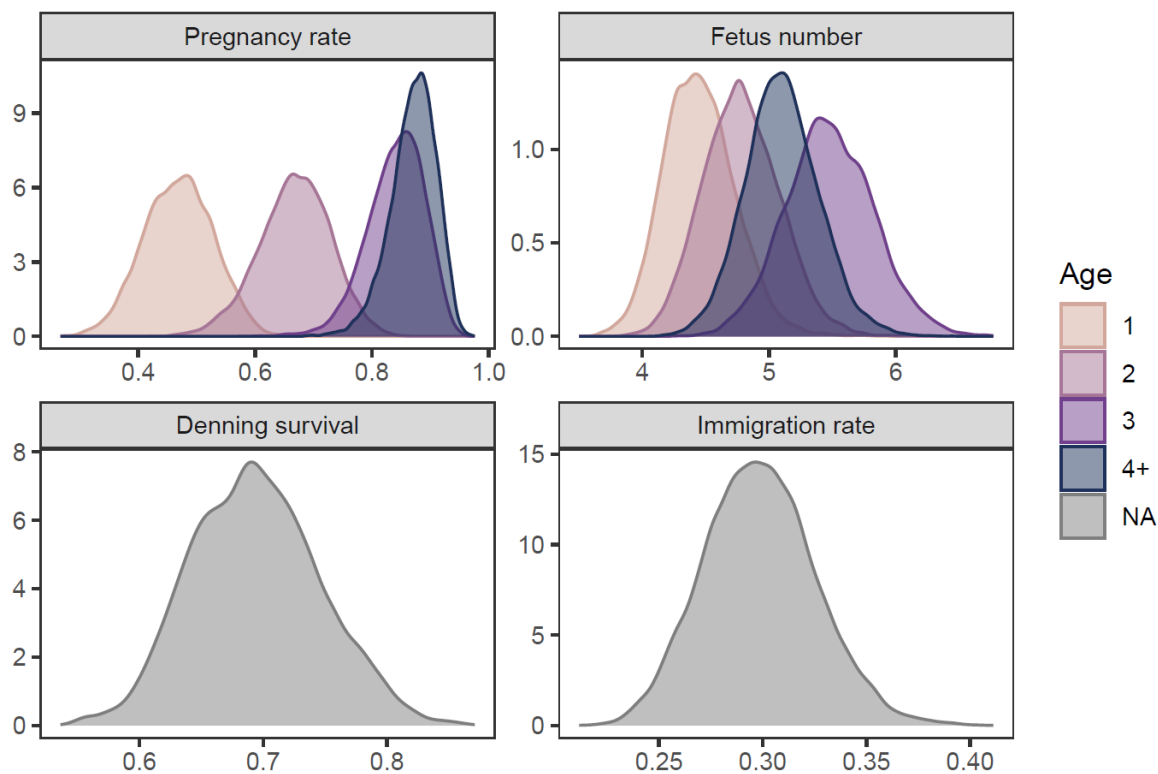
Overlevelse er generelt lavest for individer i det første året (aldersklasse 0) og høyest for individer som er 1+ år gamle (Figur 8). Med unntak av den eldste aldersklassen er naturlig mortalitet høyere enn jaktmortalitet for alle aldersklasser. Estimerer indikerer at den eldste aldersklassen kan være noe mer utsatt for jakt enn yngre individer.



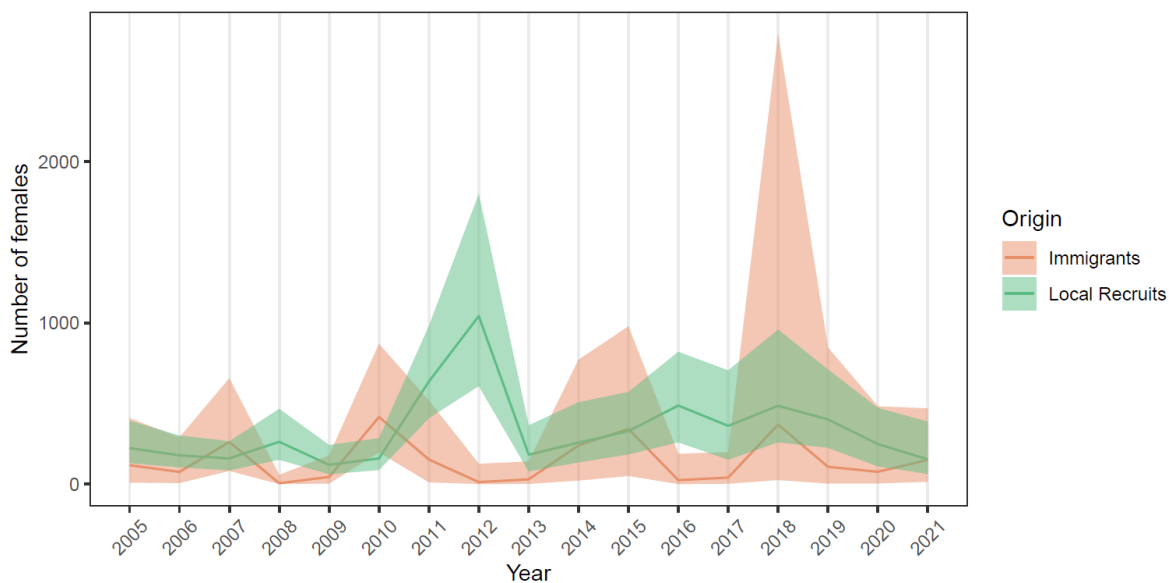
Figur 8: Estimerer for årlig overlevelse (venstre), jaktmortalitet (høyre, øverst) og naturlig mortalitet (høyre, nederst) for individer i de ulike aldersklassene. Grafene viser sannsynlighetsfordelinger for parameterverdier (x-akse). Jo høyere tetthet («Density», y-akse), jo mer sannsynlig er en verdi. Dette er gjennomsnittsverdier over tid. For årlige verdier, se Figur S2 i tillegget.

For ynglefrekvens og antall foster ser vi den forventede sammenhengen mellom alder og reproduksjon, hvor eldre individer har høyere sannsynlighet til å reprodusere, og produserer flere avkom når de gjør det (Figur 9). Vi legger uansett merke til at antall foster er høyest for 3 år gamle tisper, og ikke de som er 4 år og oppover. Forskjellen er liten, men det kan muligens tyde på reproduktiv senescens.

Estimat for overlevelse fra fødsel til valper forlater hiet er likt det vi la inn i modellen, så det kom ikke mye ny kunnskap på akkurat denne parameteren. Derimot fikk vi realistiske estimerer på immigrasjonsraten (Figur 9). Den estimeres til gjennomsnittlig 0.29 [0.25, 0.35], som i praksis betyr rundt 1 immigrant per tre lokalt rekrutterte valper. Så de fleste årene har det vært flere lokale rekrutter enn nye immigranter (Figur 10). Uansett har det vært en del år med ganske høy immigrasjonsrate, særlig «smågnager-året» 2010-2011 hvor den var på 2.66 [1.09, 6.24] immigranter per lokal valp.



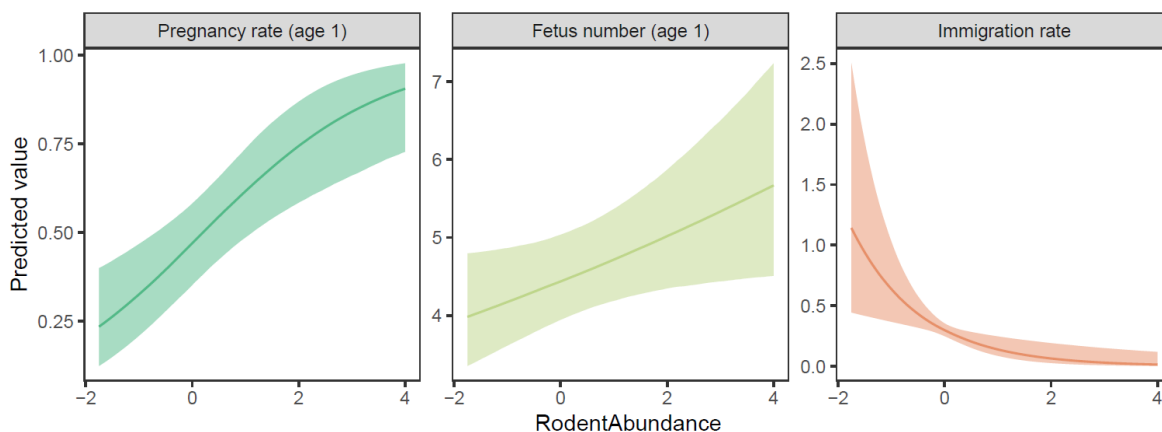
Figur 9: Estimer for ynglefrekvens (venstre, øverst), antall foster per tispe (høyre, øverst), overlevelse fra fødsel til forlating av hiet (venstre, nederst) og immigrasjonsrate (høyre, nederst) for individer i de ulike aldersklasser. Aldersklasse «NA» er satt for demografiske rater som ikke er aldersavhengig. Grafene viser sannsynlighetsfordelinger for parameterverdier (x-akse). Jo høyere tetthet («Density», y-akse), jo mer sannsynlig er en verdi. Dette er gjennomsnittsverdier over tid. For årlige verdier, se Figur S2 i tilleggset.



Figur 10: Antall lokalt rekrutterte (grønn) vs. immigrerte (oransje) ungtisper. Heltrukken linje = median, farget flate = 95% usikkerhet («credible interval»).

2.4.3 Effekter av smågnagerforekomst og tilgjengelighet av reinsdyrkadaver

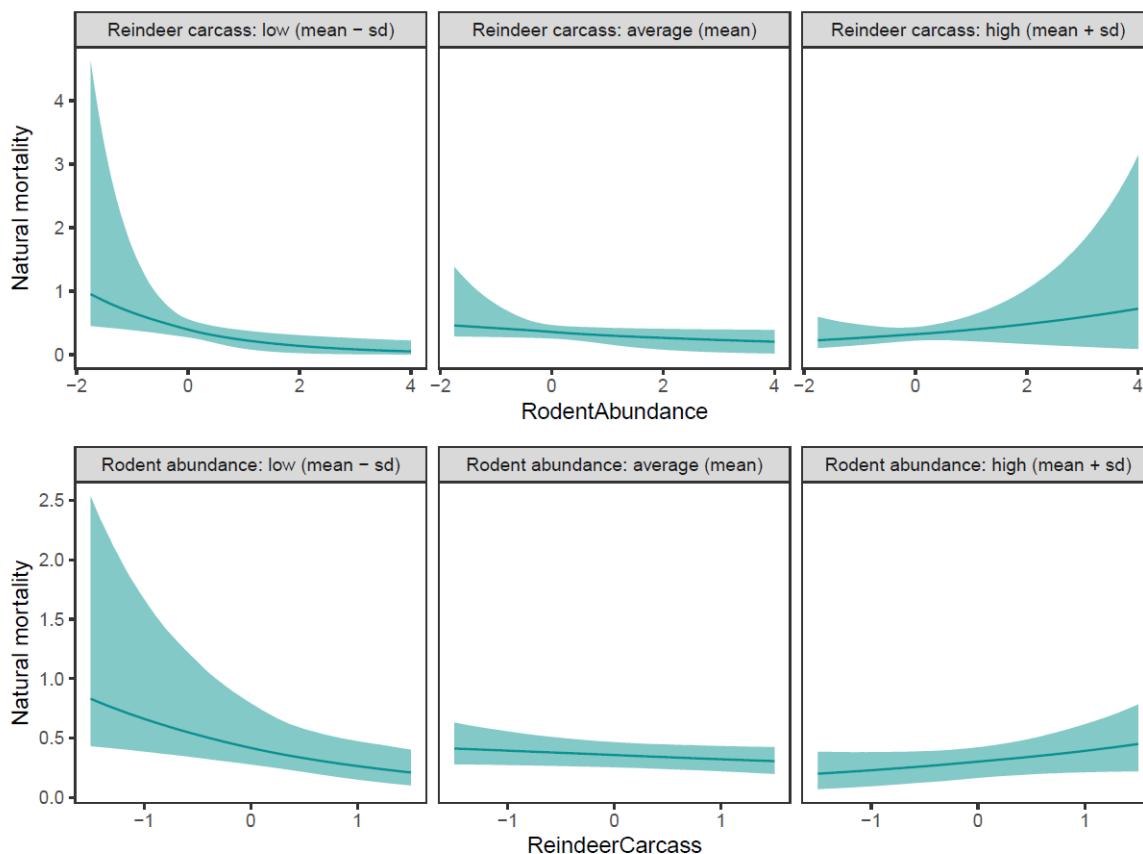
Vi klarte å estimere effekter av smågnagerforekomst (kontinuerlige verdier baser på COAT data) på en rekke demografiske rater. Som forventet fant vi at rødrev har høyere sannsynlighet for å reprodusere og føder flere valper etter en høst og vinter med høy forekomst av smågnagere (Figur 11).



Figur 11: Effekten av smågnagerforekomst på ynglefrekvens (mørkegrønn), antall foster per tispe (lysegrønn) og immigrasjonsrate (oransje). Heltrukken linje = median, farget flate = 95% usikkerhet («credible interval»).

Litt overraskende fant vi en motsatt effekt av smågnagerforekomst i et større område (Varanger, Nordkynn, og Ifjordfjellet) på immigrasjonsrate: jo mer smågnagere som finnes i områdene, jo færre rødrever kommer til Varanger (relativt til lokal reproduksjon, Figur 11). Dette kan ha flere mulige forklaringer, blant annet at flere unge rever er på utkikk etter et bedre miljø når miljøforhold er generelt verre (færre smågnagere). Det er uansett også viktig å huske at parametere som immigrasjonsrate i en IPM kan «absorbere» årlig variasjon som ikke er modellert ellers, og endringer i immigrasjon over tid kan derfor også ha en helt annen kilde.

I forvaltningssammenheng er det ikke bare smågnagere og jakt som er av interesse, men det er kjent at bestandsutvikling til rødrev også kan være knyttet til andre variable ressurser; på Varanger særlig tilgangen til reinsdyrkadaver gjennom vinteren. Tilgang til reinsdyrkadaver har mest sannsynlig effekt gjennom naturlig mortalitet, og vi har derfor inkludert effekter av ikke bare smågnagerforekomst, men også antall reinsdyrkadaver i modellen for naturlig mortalitet. De interaktive effektene er visualisert i Figur 12 og indikerer at de to ressursene, smågnagere og reinsdyrkadaver, delvis kan kompensere for hverandre. Det vil si, den ene ressursen er spesielt avgjørende for naturlig mortalitet når det finnes lite av den andre ressursen, mens effektene er mindre sterke eller helt borte når det finnes mye av den alternative ressursen. Dette er viktig å huske på når man vurderer forvaltningstiltak som går på ressurstilgang, eller når man skal tilpasse forvaltningstiltak til visse miljøtilstander (f.eks. øke jaktinnsats i år hvor det enten er veldig lite eller veldig mye ressurser til stede gjennom vinteren).



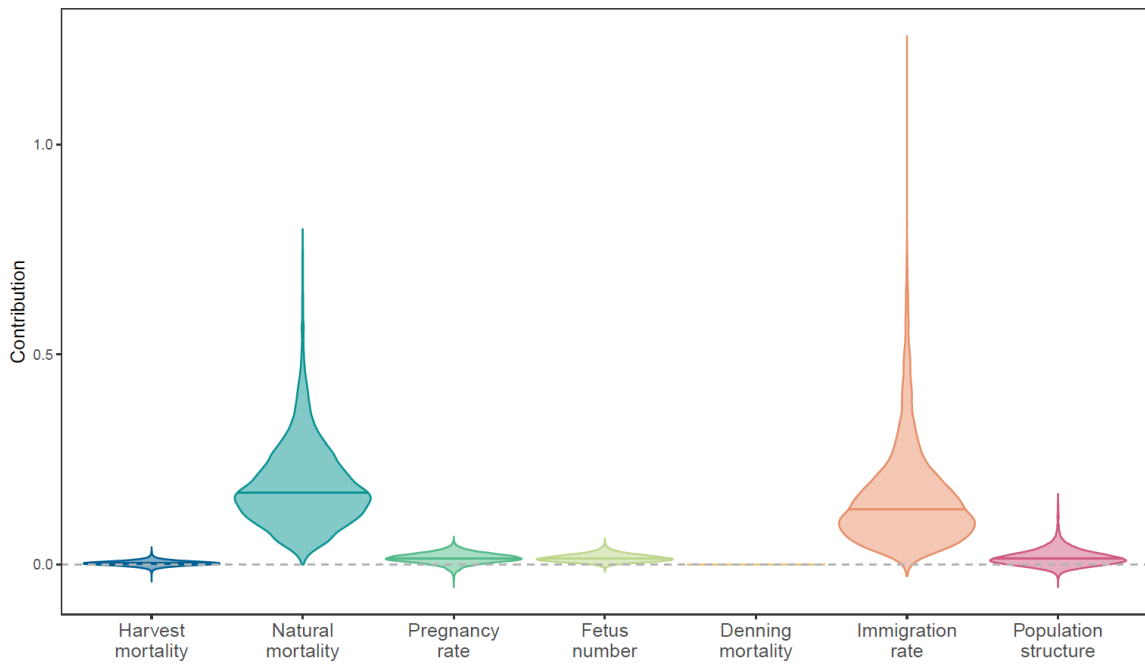
Figur 12: Øvre rad: effekten av smågnagerforekomst på naturlig mortalitet under lav, gjennomsnittlig, og høy tilgang til reinsdyrkadaver. Nedre rekke: effekten av tilgang til reinsdyrkadaver på naturlig mortalitet under lav, gjennomsnittlig, og høy smågnagerforekomst.

2.4.4 Demografiske drivere av bestandsutvikling 2004-2021

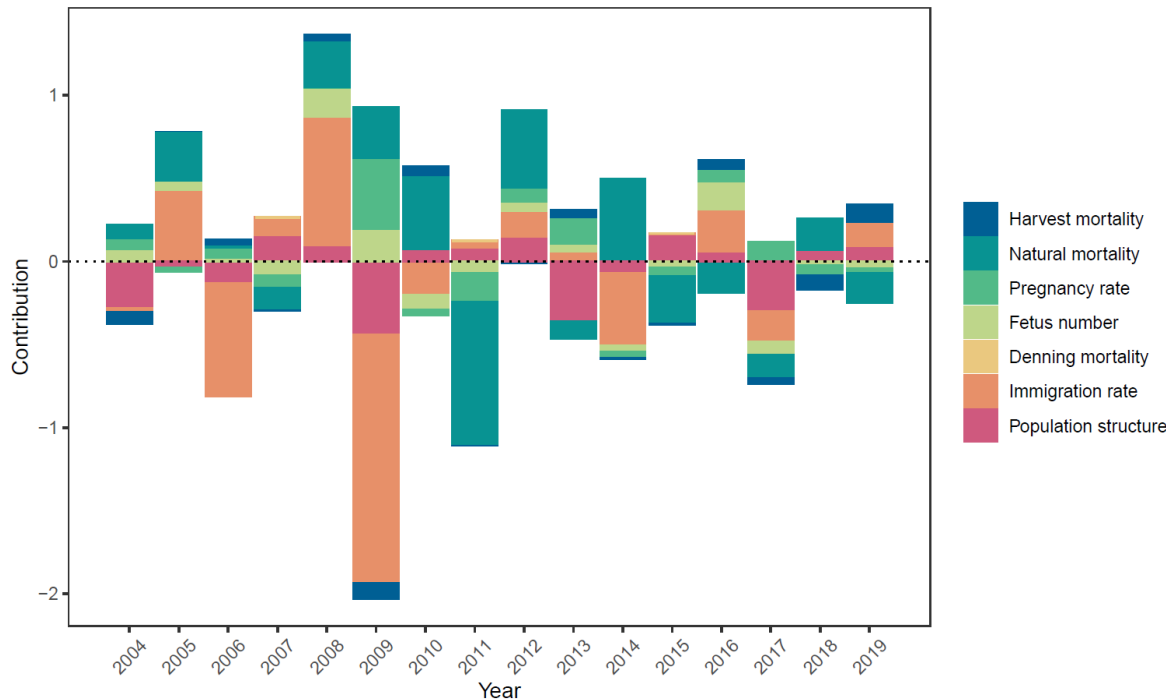
For å kvantifisere den relative innflytelsen ulike demografiske prosesser har hatt for bestandsdynamikk hos rødvov på Varanger mellom 2004 og 2020 kjørte vi to typer «transient LTRE (Life Table Response Experiment)» analyser (Koons et al., 2016, 2017).

Den første typen kalles «random design» og den ser på hele tidsperioden samlet. Resultatene peker på at det var hovedsakelig endringer i naturlig mortalitet og immigrasjonsrate, og i noe mindre grad i ynglefrequens og bestandsstruktur, som var ansvarlig for endringer i bestandsvekst hos rødvov på Varanger (Figur 13). Hvis man i tillegg ser på aldersklasser, så er det naturlig mortalitet i den yngste aldersklassen som har vært mest avgjørende (Figur S3).

Den andre typen LTRE er «fixed design», og den ser på bidrag fra endringer i demografiske prosesser til endringer i bestandsvekst fra ett år til det neste. Resultater fra denne analysen har vist at det er store forskjeller fra år til år i hva som har blitt avgjørende (Figur 14), for eksempel at immigrasjon har vært særlig viktig i de første årene (2004-2010), etterfulgt av en periode hvor endringer i naturlig mortalitet var viktigst (2010-2015). Bestandsendringer i de siste årene er karakterisert av mer balanserte bidrag fra en rekke demografiske prosesser.



Figur 13: Bidrag fra ulike demografiske prosesser til endringer i bestandsvekst over hele perioden 2004-2020. Grafen viser sannsynlighetsfordelinger til estimer og median er markert med horisontal linje.



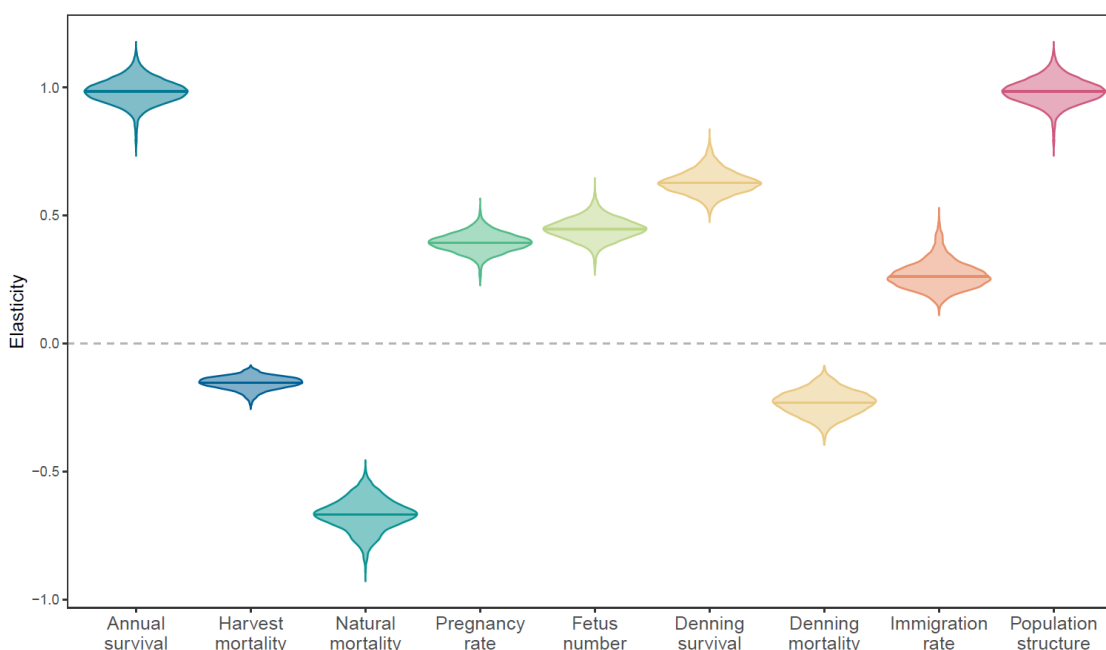
Figur 14: Bidrag fra ulike demografiske prosesser til endringer i bestandsvekst fra år til år mellom 2004 og 2020. Grafen viser median-estimer.

2.5 Prediksjon av framtidige bestandsendringer

Estimater fra IPM- og LTRE-analyser gir innsyn i drivere for framtidig bestandsdynamikk. Dette er kunnskap som danner grunnlaget for utvikling av forvaltningstiltak, men det statistiske rammeverket kan også brukes til å utforske mulige effekter av foreslåtte forvaltningstiltak før det settes i praksis. Dette kan gjøres konseptuelt med hjelp av sensitivitetsanalyser, eller konkret gjennom simuleringer under definerte scenarier.

2.5.1 Hva hvis? – Resultater fra sensitivitetsanalyse

Absolutt («sensitivity») og relativ («elasticity») sensitivitet av bestandsvekst med hensyn til ulike demografiske prosesser ble beregnet som en del av LTRE-analysene. Sensitivitetsverdiene kan brukes for å sammenligne hvor stor effekt en liten endring i ulike demografiske rater kunne ha på bestandsvekst. Figur 15 viser den mulige effekten av en liten prosentvis økning i de ulike parameterne. Vi ser at det er tiltak som påvirker overlevelse (særlig gjennom naturlig mortalitet) og bestandsstruktur som muligens kan ha den største effekten, men at også endring i tidlig overlevelse (fra fødsel til valpene forlater hiet) kan påvirke bestandsutviklingen i betydelig grad. Det sistnevnte er et viktig resultat fra sensitivitetsanalysen da denne parameteren ikke kunne tas med i LTRE-analysen, da det mangler data om den, og at den ble modellert uten årlig variasjon.



Figur 15: Relativ sensitivitet («elasticity») av bestandsvekst i relasjon til de ulike demografiske prosessene. Det vises både overlevelse og motsatt mortalitet.

2.5.2 Prediksjoner under ulike framtidsscenarier

Den siste delen av analysene i prosjektet handler om utforsking av mulige effekter av ulike forvaltningstiltak gjennom simuleringer. I praksis krever dette at bestandsmodellen kobles til en PVA («Population viability analysis», Morris & Doak, 2002) og gjenkjøres under en rekke ulike scenarier. Per denne rapportens dato har vi ikke gjennomført disse analysene enda, men da disse blir en del av et doktorarbeid på UiT planlegges de kjørt i løpet av høsten 2023 ved bruk

av midler fra UiT og NINA. Vi planlegger å undersøke scenarier som kan være realistiske i praksis, og som inneholder en eller flere av de følgende tiltakene:

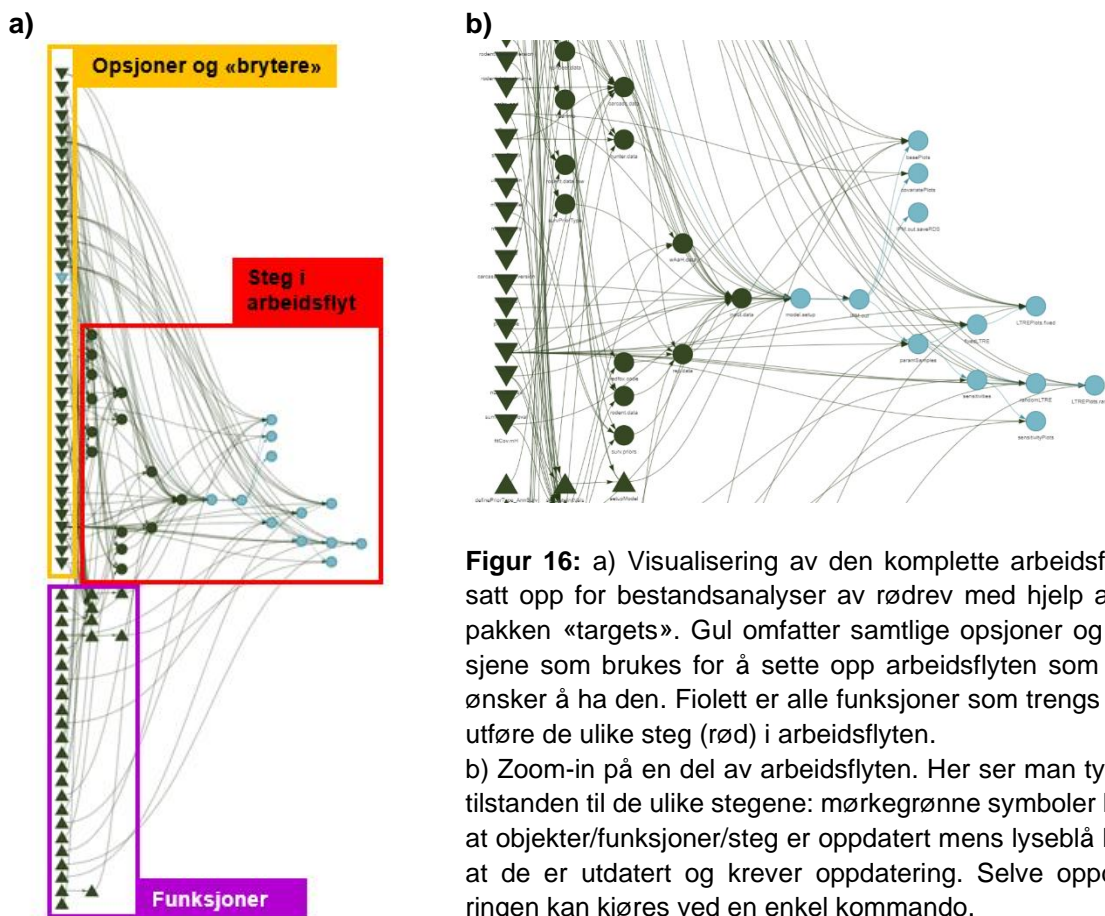
- Høyere jaktmortalitet gjennom økt jaktinnsats, muligens knyttet til bestemte miljøtilstander (f.eks. bare i år med veldig mange eller veldig få smågnagere)
- Høyere naturlig mortalitet gjennom fjerning / begrensning av tilgang til reinsdyrkadaver om vinteren
- Lavere immigrasjon gjennom målrettet jakt i Tana-området

2.6 Automatisering og dokumentasjon av arbeidsflyt

Forskning og forvaltning må, i de fleste tilfeller, forholde seg til begrensede ressurser, og det er derfor svært viktig at det ikke bare leveres resultater, men at hele arbeidsflyten er godt dokumentert, reproducerbar, og enkel og effektiv å gjenkjøre når det oppstår behov (f.eks. når data for et nytt år blir tilgjengelig). Dette formålet har vært sentralt i prosjektet, og vi har satt opp arbeidsflyten deretter.

Arbeidsflyten er direkte koblet opp til COAT data portalen (data.coat.no), det vil si at den henter ut den utvalgte versjonen av rådata automatisk fra databasen (dette krever en gyldig tilgangskode). Det er jaktstatistikk og demografiske data for rødvov, og data om smågnagerforekomst, som hentes ut av COAT data portalen. Det gjenstår å undersøke hvorvidt arbeidsflyten også kan kobles opp mot Rovbase for direkte uthenting av data om reinsdyrkadavere.

Videre er arbeidsflyten satt opp som en reproducerbar og automatisert «targets» (Landau, 2021) arbeidsflyt (Figur 16) og åpent tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/ChloeRN/VredfoxIPM>. Dette gir oversikt og kontroll over hele arbeidsflyten, og tillater oppdatering av utdaterte steg med en eneste kommando i programvaren «R».



Figur 16: a) Visualisering av den komplette arbeidsflyten satt opp for bestandsanalyser av rødvov med hjelp av R-pakken «targets». Gul omfatter samtlige opsjoner og svit-sjene som brukes for å sette opp arbeidsflyten som man ønsker å ha den. Fiolett er alle funksjoner som trengs for å utføre de ulike steg (rød) i arbeidsflyten.

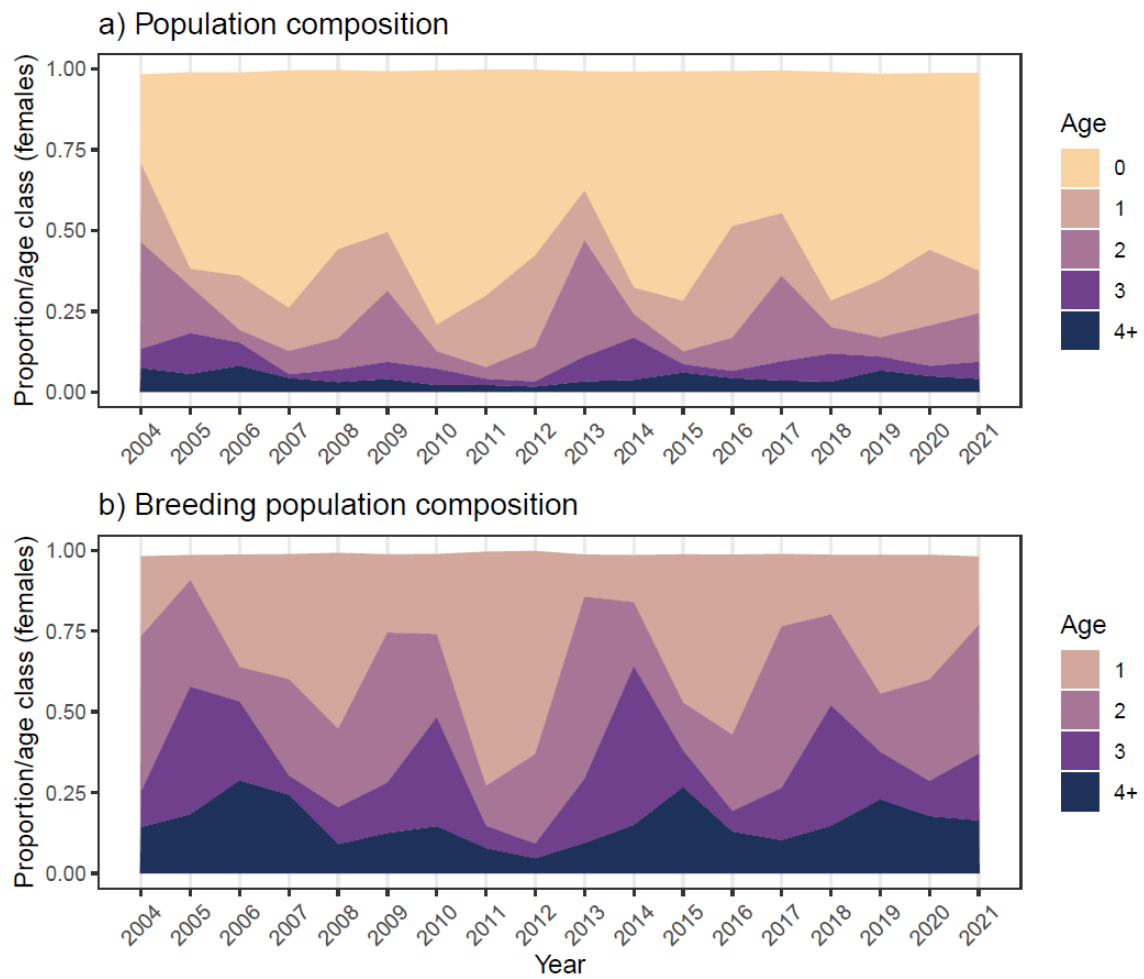
b) Zoom-in på en del av arbeidsflyten. Her ser man tydelig tilstanden til de ulike stegene: mørkegrønne symboler betyr at objekter/funksjoner/steg er oppdatert mens lyseblå betyr at de er utdatert og krever oppdatering. Selve oppdateringen kan kjøres ved en enkel kommando.

3 Referanser

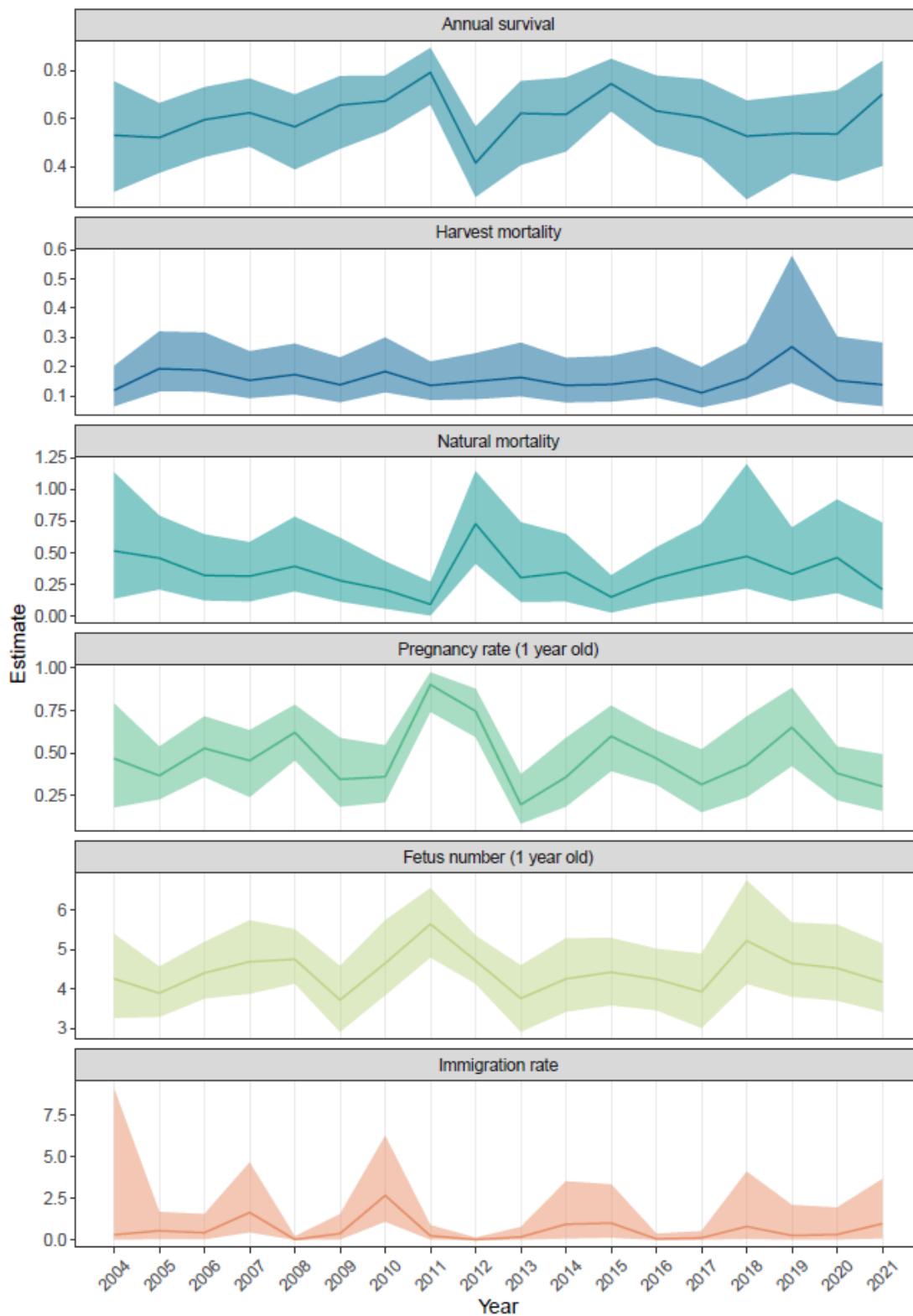
- Abadi, F., Gimenez, O., Ullrich, B., Arlettaz, R., & Schaub, M. (2010). Estimation of immigration rate using integrated population models. *Journal of Applied Ecology*, *47*(2), 393–400. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01789.x>
- Breisløberget, J. I., Odden, M., Wegge, P., Zimmermann, B., & Andreassen, H. (2018). The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *PLOS ONE*, *13*(6), e0197289. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197289>
- Clutton-Brock, T., & Sheldon, B. C. (2010). Individuals and populations: The role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. *Trends Ecol. Evol.*, *25*(10), 562–573. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.08.002>
- Devenish-Nelson, E. S., Harris, S., Soulsbury, C. D., Richards, S. A., & Stephens, P. A. (2013). Demography of a carnivore, the red fox, *Vulpes vulpes*: What have we learnt from 70 years of published studies? *Oikos*, *122*(5), 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20706.x>
- Eide, N. E., Elmhagen, B., & Noren, K. (2017). *Handlingsplan for fjellrev (Vulpes lagopus), Norge-Sverige 2017-2021* (Miljødirektoratet).
- Elmhagen, B., Kindberg, J., Hellström, P., & Angerbjörn, A. (2015). A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO*, *44*(S1), 39–50. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0606-8>
- Gamelon, M., Nater, C. R., Baubet, É., Besnard, A., Touzot, L., Gaillard, J., Lebreton, J., & Gimenez, O. (2021). Efficient use of harvest data: A size-class-structured integrated population model for exploited populations. *Ecography*, *44*(9), 1296–1310. <https://doi.org/10.1111/ecog.05738>
- Halvorsen, O. J. (2021, April 9). Fritt Vilt. D2.
- Henden, J., Ehrich, D., Soininen, E. M., & Ims, R. A. (2021). Accounting for food web dynamics when assessing the impact of mesopredator control on declining prey populations. *Journal of Applied Ecology*, *58*(1), 104–113. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13793>
- Henden, J.-A., Stien, A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (2014). Community-wide meso-carnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology*, *51*(6), 1525–1533. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12328>
- Hersteinsson, P., & MacDonald, D. W. (1992). Interspecific Competition and the Geographical Distribution of Red and Arctic Foxes *Vulpes Vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos*, *64*(3), 505. <https://doi.org/10.2307/3545168>
- Ims, R. A., Ehrich, D., & et al. (2020). *Fjellrev modul COAT Varanger: Rapport for 2017-2019*. https://www.coat.no/Portals/coat/Images/ArcticFox/Rapporter/Rapport%20COAT%20Varanger%20Fjellrevmodul%202017_2019.pdf
- Ims, R. A., & Henden, J.-A. (2021, April 28). Kunnskapsfattig naturforvaltning. *Dagens Næringsliv*.
- Ims, R. A., Henden, J.-A., Strømgeng, M. A., Thingnes, A. V., Garmo, M. J., & Jepsen, J. U. (2019). Arctic greening and bird nest predation risk across tundra ecotones. *Nature Climate Change*, *9*(8), 607–610. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0514-9>
- Ims, R. A., Killengreen, S. T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.-A., Jensvoll, I., & Yoccoz, N. G. (2017). Ecosystem drivers of an Arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research*, *36*(sup1), 8. <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1323621>
- Jahren, T., Odden, M., Linnell, J. D. C., & Panzacchi, M. (2020). The impact of human land use and landscape productivity on population dynamics of red fox in southeastern Norway. *Mammal Research*, *65*(3), 503–516. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00494-y>
- Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (2011). The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding meso-carnivore in the arctic tundra: *Importance of subsidies to mesopredators*. *Journal of Animal Ecology*, *80*(5), 1049–1060. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01840.x>
- Koons, D. N., Arnold, T. W., & Schaub, M. (2017). Understanding the demographic drivers of realized population growth rates. *Ecol. Appl.*, *27*(7), 2102–2115. <https://doi.org/10.1002/eap.1594>
- Koons, D. N., Iles, D. T., Schaub, M., & Caswell, H. (2016). A life-history perspective on the demographic drivers of structured population dynamics in changing environments. *Ecol. Lett.*, *19*(9), 1023–1031. <https://doi.org/10.1111/ele.12628>

- Kubelka, V., Šálek, M., Tomkovich, P., Végvári, Z., Freckleton, R. P., & Székely, T. (2018). Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. *Science*, 362(6415), 680–683. <https://doi.org/10.1126/science.aat8695>
- Landau, W. M. (2021). The targets R package: A dynamic Make-like function-oriented pipeline toolkit for reproducibility and high-performance computing. *Journal of Open Source Software*, 6(57), 2959. <https://doi.org/10.21105/joss.02959>
- Lieury, N., Ruetten, S., Devillard, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B., & Millon, A. (2015). Compensatory immigration challenges predator control: An experimental evidence-based approach improves management: Compensatory Immigration in Carnivore Management. *The Journal of Wildlife Management*, 79(3), 425–434. <https://doi.org/10.1002/jwmg.850>
- Marolla, F., Aarvak, T., Øien, I. J., Mellard, J. P., Henden, J., Hamel, S., Stien, A., Tveraa, T., Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (2019). Assessing the effect of predator control on an endangered goose population subjected to predator-mediated food web dynamics. *Journal of Applied Ecology*, 56(5), 1245–1255. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13346>
- Morris, W. F., & Doak, D. F. (2002). *Quantitative conservation biology: Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates.
- Nater, C. R., Eide, N. E., Pedersen, Å. Ø., Yoccoz, N. G., & Fuglei, E. (2021). Contributions from terrestrial and marine resources stabilize predator populations in a rapidly changing climate. *Ecosphere*, 12(6). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3546>
- Newsome, T. M., Crowther, M. S., & Dickman, C. R. (2014). Rapid recolonisation by the European red fox: How effective are uncoordinated and isolated control programs? *European Journal of Wildlife Research*, 60(5), 749–757. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0844-x>
- Piry, S., Alapetite, A., Cornuet, J.-M., Paetkau, D., Baudouin, L., & Estoup, A. (2004). GENECLASS2: A Software for Genetic Assignment and First-Generation Migrant Detection. *Journal of Heredity*, 95(6), 536–539. <https://doi.org/10.1093/jhered/esh074>
- Porteus, T. A., Reynolds, J. C., & McAllister, M. K. (2018). Establishing Bayesian priors for natural mortality rate in carnivore populations: Establishing Natural Mortality Rate Priors. *The Journal of Wildlife Management*, 82(8), 1645–1657. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21543>
- Porteus, T. A., Reynolds, J. C., & McAllister, M. K. (2019). Population dynamics of foxes during restricted-area culling in Britain: Advancing understanding through state-space modelling of culling records. *PLOS ONE*, 14(11), e0225201. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225201>
- Ruzzante, D. E., McCracken, G. R., Førland, B., MacMillan, J., Notte, D., Buhariwalla, C., Mills Fleming, J., & Skaug, H. (2019). Validation of close-kin mark–recapture (CKMR) methods for estimating population abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(9), 1445–1453. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13243>
- Rød-Eriksen, L., Moa, P. F., & Eide, N. E. (2020). *Jakt i Lierne—Om smårovvilt, rev, og hønefugl. Rapport fra smårovvilt-prosjektet “Jakt-i-Lierne” 2014/15-2018/19*. (NINA Temahefte 79). Norsk institutt for naturforskning.
- Schaub, M., & Kéry, M. (2021). *Integrated Population Models: Theory and Ecological Applications with R and JAGS*. Academic Press.
- Williams, B. K., Nichols, J. D., & Conroy, M. J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press. https://books.google.com/books/about/Analysis_and_Management_of_Animal_Popula.html?hl=&id=HgAgMwsY0tkC

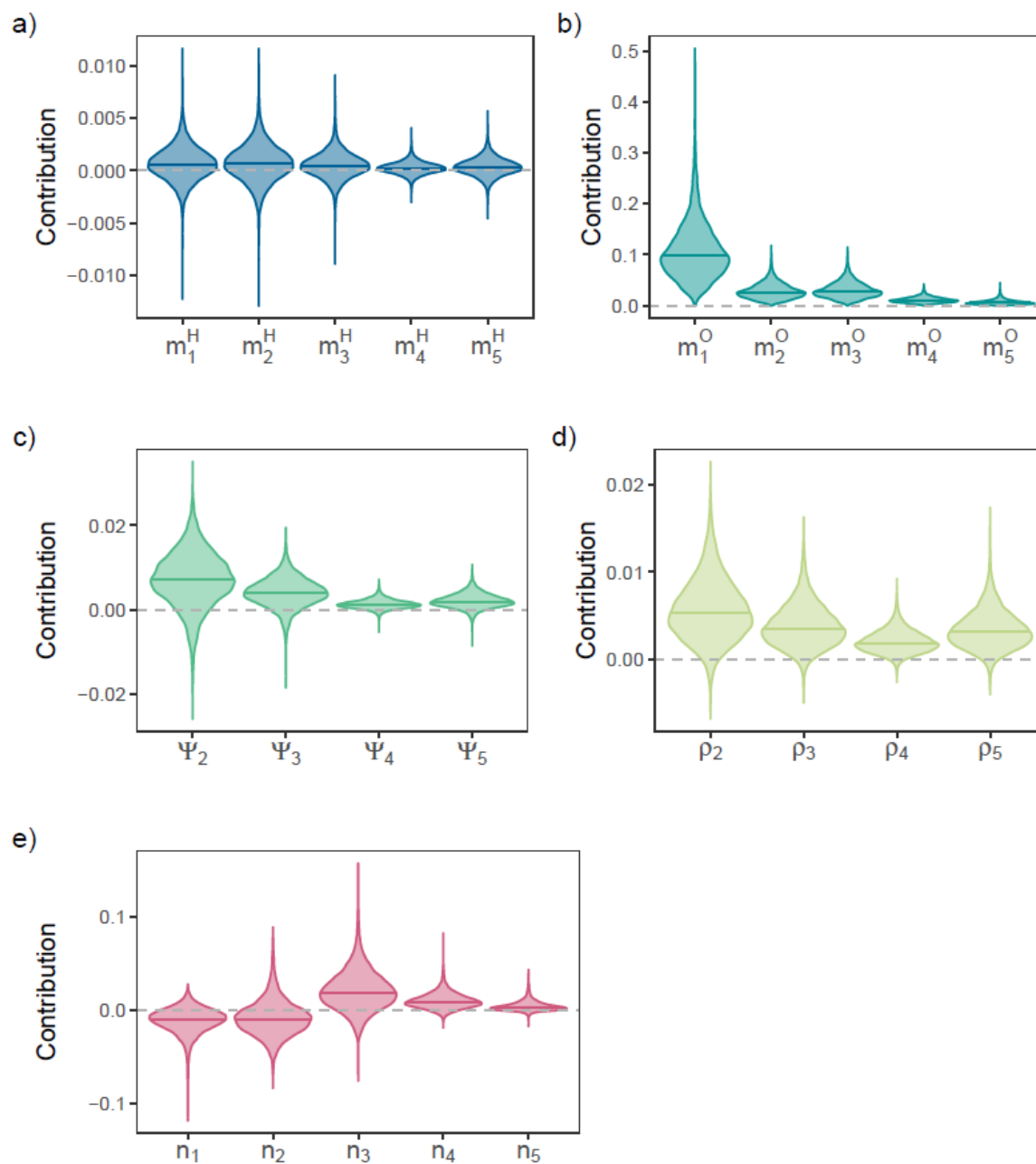
4 Tillegg



Figur S1: Endringer i aldersstrukturen til (a) hele bestanden og (b) den reproduserende del av bestanden over tid for tisper. Det vises median estimater per aldersklasse.



Figur S2: Variasjon av ulike demografiske rater over tid. Øverst til nederst: årlig overlevelse, jakt-dødelighet, naturlig dødelighet, ynglerate (1 år), kullstørrelse (1 år), immigrasjonsrate. Heltrukken linje = median, farget flate = 95% usikkerhetsnivå («credible interval»).



Figur S3: Bidrag av ulike demografiske prosesser til endringer i bestandsvekst over hele perioden 2004-2021, delt opp i aldersklasser: a) jaktmortalitet, b) naturlig mortalitet, c) ynglefrekvens, d) kullstørrelse, e) andel i bestandsstruktur.

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 Ims 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: 978-82-426-5130-3

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