

Jakt i Lierne

– Om smårovvilt, rev og hønsfugl

Rapport fra smårovvilt-prosjektet «Jakt-i-Lierne» 2014/15 – 2018/19

Lars Rød-Eriksen, Pål F. Moa og Nina E. Eide (red.)



Rød-Eriksen, L., Moa, P. F. & Eide, N. E. (red.). 2020. Jakt i Lierne – Om smårovvilt, rev og hønsfugl. Rapport fra smårovvilt-prosjektet «Jakt-i-Lierne» 2014/15–2018/19. NINA Temahefte 79. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, september 2020

ISSN: 2535-6526

ISBN: 978-82-426-4628-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Hans Chr. Pedersen, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Svein-Håkon Lorentsen, NINA (forskningsjef)

GRAFISK FORMGIVING

Kari Sivertsen/NINA

OMSLAGSFOTO

Forside: Rødvilt med lirype. Foto: Aina Bye

Bakside: Jaktlaget 2015. Foto: Arne Otto Sandmo

KONTAKTOPPLYSNINGER

Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøksadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

<http://www.nina.no>

Jakt i Lierne

– Om smårovvilt, rev og hønsfugl

Rapport fra smårovvilt-prosjektet «Jakt-i-Lierne» 2014/15–2018/19

Lars Rød-Eriksen¹, Pål F. Moa² og Nina E. Eide¹ (red.)



Norsk institutt for naturforskning¹
Nord universitet²

Forord

Jakt-i-Lierneprosjektet (JiL-prosjektet) ble initiert av fjellstyrene i Lierne i 2014. Dette var motivert av et ønske om å etablere tiltak som kunne gi lavere tettheter av smårovvilt, med tanke på å øke den høstbare bestanden av hønsfugl i kommunen. JiL-prosjektet har motivert folk med tilhørighet til bygda til å jakte mer på smårovvilt og også blitt et viktig samlingspunkt. Det framkommer helt entydig både av prosjektets spørreundersøkelse og de faktiske fellingstallene på de ulike artene.

Dette temaheftet oppsummerer resultater og erfaringer fra prosjektet gjennom fem år (2014/15–2018/19), og inkluderer resultater fra tilgrensende forskningsprosjekter i regi av Nord universitet (Nord) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Nord og NINA har dratt stor nytte av det lokale engasjementet i JiL-prosjektet med tanke på å høste data som vi har benyttet til å få svar på mange faglige spørsmål. Vi har spesifikt forsøkt å evaluere effektene av det økte uttaket av smårovvilt og kråkefugl både med tanke på om det har blitt færre predatorer og om det har blitt mer skogsfugl og lirype. Som dere vil se så har vi høstet mye ny økologisk kunnskap i tilknytning til prosjektene.

Datagrunnlaget vi bruker i dette temahefte har utover JiL-data opprinnelse i flere prosjekter, som overlapper i tid og rom med JiL-prosjektet, finansiert fra ulike hold (se **Tabell 1**). JiL-prosjektet har selv vært pådriver for å få til forskning rundt prosjektet og bidratt vesentlig med tanke på å legge til rette for at lokalbefolkningen i Lierne har blitt engasjert i selve datainnsamlingen.

JiL-prosjektet er finansiert av Trygve Gotaas fond, Fjellstyrene i Lierne, Lierne kommune, Statskog, bedrifter, organisasjoner, grunneiere og jegere. Det er nedlagt et betydelig frivillig arbeid fra engasjerte jegere/fangstere i Lierne kommune, som også fortjener stor honnør. Sammenstillingen av temaheftet er finansiert av Miljødirektoratet og Trøndelag fylkeskommune.

Tusen takk til alle som har bidratt til at dette prosjektet har blitt en suksess!

Deling av kunnskap og engasjement er trolig en av de viktigste årsakene til at JiL-prosjektet har fått til så mye. Det er underveis lagt til rette for kunnskapsdeling både i web-løsninger og samlinger der jegere, forvaltere og forskere har møttes i ulike faser av prosjektet.

Vi håper at denne sammenstillingen kan motivere til videre samarbeid om disse problemstillingene.

Kapittel 1, 2 og 3 er skrevet av ulike forfattere, som framkommer i starten av hvert (del-)kapittel. Sammenstillingen i kapittel 4 og 5 er gjort av redaksjonen.

Trondheim/Steinkjer/Lierne, september 2020

Nils Vidar Bratlandsmo (Prosjektleder JiL/Fjellstyrene i Lierne), Pål F. Moa (Nord), Nina E. Eide (NINA) og Lars Rød-Eriksen (NINA)

Innhold

Forord.....	2
Innhold.....	4
1 Om Jakt-i-Lierne prosjektet	7
1.1 Lokalt engasjement	10
1.2 Uttak av smårovvilt.....	12
1.3 Slakteavfall: Fjerning og bruk som åte.....	18
2 Rovpattedyr før og under Jakt i Lierne	23
2.1 Effekter av økt jaktinnsats – blir det mindre rovpattedyr?	24
2.1.1 Snøsporing	24
2.1.2 Viltkamera	26
2.1.3 Oppsummering	29
2.2 Hvor mye rødrev finnes det egentlig i skogen?	30
2.2.1 Genetiske analyser	31
2.2.2 Romlige fangst-gjenfangstanalyser	31
2.2.3 Hvor mye rødrev finnes det i skogsområdene i Lierne?.....	32
2.3 Evaluering av metoder for å estimere forekomst av rødrev	37
2.3.1 Sammenlikning av kamera og sportriangler på fjellet (2011–2018).....	38
2.3.2 Sammenlikning av kameradata og identifiserte individer fra DNA-i skog (2016–2018).....	39
2.3.3 Sammenlikning av snøsporingsdata og identifiserte individer fra DNA-i skog (2016–2018).....	40
2.3.4 Sammenlikning av kameradata i skog (2016–2018) og fjell (2015–2018).....	41
2.3.5 Sammenlikning av sporingsdata i skog og fjell (2015–2019).....	41
2.3.6 Oppsummering.....	43
2.4 Demografi hos skutte rødrev.....	44
2.4.1 Skutte rev og antall jegere	44
2.4.2 Fysiologiske parametere	45
2.4.3 Statistiske analyser.....	46
3 Lokale hønefuglbestander før og under Jakt i Lierne.....	51
3.1 Utvikling i fellingsstatistikk på skogsfugl og lirype	52
3.2 Utvikling i taksert tetthet og produksjon hos lirype.....	53
3.3 Reirrøving hos skogsfugl og lirype	55
3.4 Overlevelse hos radiomerkede liryper i Lierne	58
3.5 Sammenfatning av hønefugldelen.....	62
4 Konklusjoner og anbefalinger	65
4.1 Lokalt engasjement	65
4.2 Ble det færre småpredatorer?	66
4.3 Årsaker til økte hønefuglbestander	67
5 Kunnskapsbehov.....	69
6 Litteraturliste	71



Damelaget 2015. Foto: Sigvart Hals



Jaktlaget i Muru Vestre. Foto: Nils Vidar Bratlandsmo

1 Om Jakt-i-Lierne prosjektet

Jakt og fangst av smårovvilt har i et historisk perspektiv vært en viktig inntektskilde i form av pelsverk og skuddpremieutbetalinger i Lierne. Smårovviltjakta har av mange også blitt sett på som avgjørende for å sikre gode småviltbestander, særlig rypebestander. Tidligere kunne dyktige smårovviltjegere oppnå god fortjeneste av jakta, samtidig som de fikk høy status i bygda. Situasjonen har gradvis endret seg og mye av kunnskapen og interessen for slik jakt og fangst ble borte på slutten av 1900-tallet. Parallelt med at interessen for jakta på smårovvilt har avtatt, har interessen for annen småviltjakt økt.

Målsetningen med JiL-prosjektet har vært å innføre ordninger og tiltak som kunne gi lavere tettheter av smårovvilt, med tanke på å øke den høstbare bestanden av hønefugl i kommunen.

Bygget på gode erfaringer fra prosjektet «Jakt-i-Værnesregion» (se Hagen m.fl. 2018), utarbeidet en arbeidsgruppe bestående av fjellstyrene i Lierne, Lierne kommune, private grunneiere og jegere en prosjektplan (**Faktaboks 1**) og en finansieringsplan (**Faktaboks 2**) for en 5-årsperiode (2014/15 - 2018/19).

Tabell 1. Oversikt over datagrunnlaget som inngår i dette temaheftet, med tilhørende finansieringskilder og rettighetshavere.

Datagrunnlaget som inngår i temaheftet	Ansvarlig institusjon	Finansiering
Spørreundersøkelse JiL-prosjektet	Nord i samarbeid JiL	JiL, Nord
Fellingsstatistikk smårovvilt og hønefugl	SSB, JiL og fjellstyra i Lierne	
Data på jakt- og fangstmetoder	JiL	
Viltkameradata fra slakteavfall (elg)	Nord	Nord
Viltkameradata fra åteblokk i skog og fjell	NINA	Interreg Felles Fjellrev, Miljødirektoratet
Fire ulike datasett på snøsporing	NJFF, NINA, JiL, Nord	Interreg Felles Fjellrev, JiL, Nord
Individkartlegging (DNA prøver)	NINA	Miljødirektoratet
Demografi på skutte rødreiver fra Lierne	NINA	Interreg Felles Fjellrev, Miljødirektoratet
Takseringsresultat på lirype	NINA, Nord og fjellstyra i Lierne (Hønefuglportalen)	Miljødirektoratet og fjellstyra i Lierne
Viltkameradata fra hønefuglreir	Nord og NINA	Miljødirektoratet, Gotaas fond
Data fra radiomerkede liryper knytt til prosjektet: Lirypas økologi i et skiftende klima	NINA og Nord	Miljødirektoratet, Trøndelag fylkeskommune, Lierne og Grong kommuner
Smågnagerdata fra Lierne	Nord (O.J.Sørensen)	Miljødirektoratet og Trøndelag fylkeskommune

Faktaboks 1. Tiltakene i prosjektperioden

A. Organisering og kunnskapsformidling:

- 1) For å sikre bred forankring og engasjement, ble kommunen delt i sju med en grendekontakt ansvarlig for den praktiske gjennomføringen i de respektive områdene
- 2) Opprettelse av hjemmeside <https://jaktilierne.no/> med bl.a. aktivitetsoversikt, kunnskapsformidling og fellingsbørs
- 3) Åpne Foredrag og seminar med innleide personer med spisskompetanse på ulike jakt- og fangstformer, samt på forsknings- og forvaltningsrelevante problemstillinger
- 4) Felles jakt dager og opplæring av unge jegere
- 5) Felles kvelder med flåing og pelsing
- 6) Oppsamling og innsending av skinn til Oslo skinnauksjon
- 7) Lokale jegere/fangstfolk ble involvert i datainnsamling (snøsporing og DNA)

B. Motivering og tilrettelegging for økt uttak:

- 1) Etablering av felles kommunalt jaktkort («Jakt-i-Lierne-kortet») hvor ca. 75 % av utmarksarealet i kommunen inngår
- 2) Utlån av ulike typer feller til fangst
- 3) Oppsett av et antall «åtebuer» for gratis bruk til åtejakt
- 4) Det ble etablert ettersøksordning
- 5) Premiering av fangst gjennom poengsystem på "fellingsbørsen"
- 6) Bruk av «bonusvot» (utvidet baglimit på rype og skogsfugl) for alle som dokumenterte fangst av smårovvilt eller kråkefugl på "fellingsbørsen"

C. Begrensning i tilgjengelige menneskeskapte matkilder (såkalte subsidier):

- 1) Innsamling av slakteavfall fra elgjakta, innfrysing i to containere og «gjenbruk» som åte på revejakt, med «åtegodkjenning» fra Mattilsynet
- 2) Noe innsamling av fallvilt (også gjenbrukt som åte)
- 3) Arbeid opp mot avfallselskap og kommunen angående tetting av avfallsanlegg

Prosjektet ble organisert med et styre, en prosjektleder fra fjellstyrene i Lierne, et arbeidsutvalg bestående av prosjektleder og representanter fra kommunen, private grunneiere og jegere, samt totalt sju ulike grendekontakter som fikk definerte arbeidsoppgaver innenfor sine områder.

I løpet av prosjektperioden er det igangsatt og driftet en rekke tiltak for å nå prosjektets hovedmålsetning fordelt på tre innsatsområder:

- Organisering av prosjektet og kunnskapsformidling
- Motivering og tilrettelegging for økt uttak av smårovilt
- Begrensning i tilgjengelige menneskeskapte matkilder

Selv om prosjektet i utgangpunktet ikke var designet som et FoU-prosjekt, var det et ønske fra prosjektets ledelse at man underveis forsøkte å samle data som kunne si noe om man oppnådde prosjektets målsetninger eller ikke. Siden det allerede foregikk forskningsarbeid på aktuelle småviltarter i Lierne, primært i regi av NINA og Nord universitet, ble det forsøkt å se resultatene fra disse arbeidene i sammenheng med tiltakene knyttet til JiL-prosjektet.

Faktaboks 2. Innsats og økonomi

JiL-prosjektet er gjennomført som et spleiselag mellom offentlige og private aktører, med noen større hovedsponsorer. Et bredt engasjement og god lokal forankring har vært avgjørende for gjennomføringsevnen. Tiltakene er fundamentert på «dugnadsinnsats» og en genuin interesse blant lokale jegere og grunneiere. Tilskuddsmidler fra samarbeidspartnere har i tillegg vært avgjørende for å kunne gjennomføre de mest kostnadskrevende tiltakene, og har gjort det mulig å øke intensiteten og kvaliteten på de planlagte tiltakene.

Grunneiere og rettighetshavere har bidratt med penge støtte, med egeninnsats og ikke minst med å stille jaktrettigheter til disposisjon. Inntekter fra Jakt-i-Lierne-kortet, som er et nyetablert småroviltjaktkort for store deler av kommunen, brukes til JiL-tiltak. Fjellstyrene i Lierne har hatt prosjektlederansvar gjennom hele perioden.

Lokale jegere har i all hovedsak stått for praktisk tilrettelegging og gjennomføring av tiltakene, så også for selve jakt- og fangstinnsetningen. Mange jegere er selv grunneiere og har slik sett interesse både som jeger og rettighetshaver. Et utvalg av jegere har hatt et ekstra ansvar som grendekontakter i sin del av kommunen, på dugnad for prosjektet. Lokale jegere har også bidratt i feltarbeid for forskningen, som snøsporing og innsamling av reveekskremer, -urin og -hår i forbindelse med tetthetsstudiet på rødrev.

«**Sponsorer**» har bidratt med tilskuddsmidler, hvor Trygve Gotaas fond, Statskog SF, kommunalt viltfond, Fjellstyrene i Lierne har utgjort basis. Sponsormidler har gjort det mulig å gjøre nødvendige grunnlagsinvesteringer, særlig i oppstartsfasen av prosjektet (frysecontainere, hjemmesider, åtebuer, materiell og arrangement osv).

Forskningen som presenteres i dette temaheftet er finansiert gjennom Interregprosjektene Felles Fjellrev I og II, tilskudd fra Miljødirektoratet gjennom viltfondet, Norges forskningsråd, samt egeninnsats fra Nord Universitet og NINA. Lokale ressurser, både i form av egeninnsats og økonomiske midler, har bidratt sterkt til datainnsamlingen. JiL-prosjektet har bidratt med egne midler og skaffet pengestøtte både fra lokalt viltfond og fra Lierne Nasjonalparksenter.

1.1 Lokalt engasjement

Pål F. Moa, Nils Vidar Bratlandsmo og Bjørn Roar Hagen

Prosjektet gjennomførte høsten 2019 en spørreundersøkelse, hvor totalt 266 personer som på ulike måter hadde vært involvert i JiL-aktiviteter ble bedt om å svare på spørsmål knyttet til prosjektet. Av disse responderte halvparten (132), hvorav 120 (91 %) menn og 12 (9 %) kvinner. Sekstiåtte prosent av respondentene var mellom 30 og 60 år, mens 9 % var under 20 år. Trettiseks prosent hadde annen bostedsadresse enn Lierne, mens 62 % av alle som svarte var grunneiere i Lierne. Av respondentene hadde 29 % jaktet mindre enn tre sesonger på rødvilt i Lierne, mens 36 % hadde jaktet mer enn 10 sesonger. Av de andre aktuelle artene hadde 40 % og 69 % jaktet/fangstet henholdsvis mår og grevling mindre enn tre sesonger. Sekstiåtte prosent av disse jegerne/fangsterne hadde rapportert inn fangst på fangstbørsen på prosjektets nettside (<https://jaktilierne.no/>), som må sies å være en betydelig oppslutning. Åttitre prosent av respondentene oppgir å ha jaktet på andre viltarter enn smårovilt i Lierne før og/eller under JiL-prosjektperioden, da i hovedsak rypen (89 %) og skogsfugl (85 %).

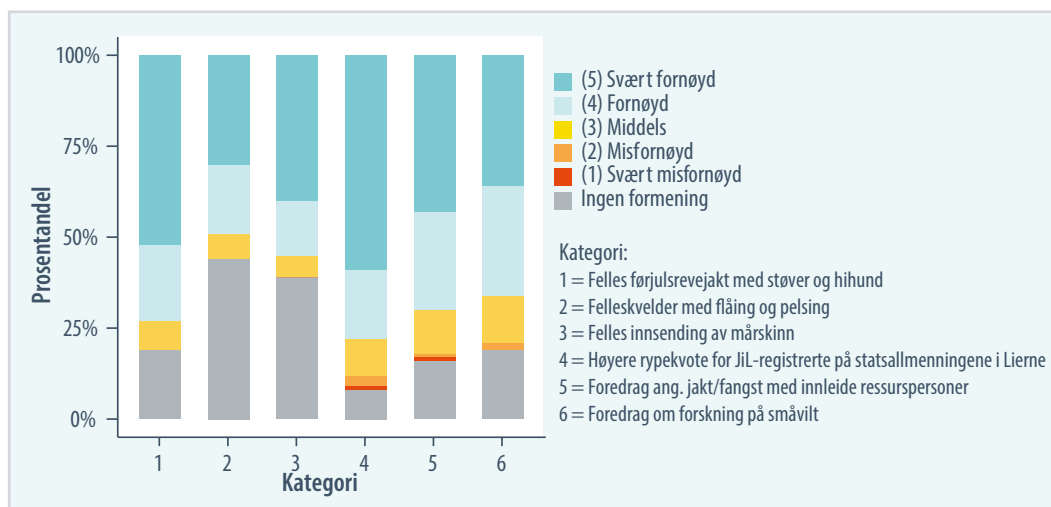
Respondentene ble i spurt om i hvilken grad de var enige/uenige i fremsatte påstander, knyttet til motivasjonen for å jakte/fangste smårovilt i Lierne. Her svarte 95 % av respondentene at de var helt eller delvis enige i at *slik jakt/fangst er viktig for at det kan bli større bestander av hønefugl og hare*, mens 98 % sa seg helt eller delvis enige i at det er *viktig å videreføre en jakt-/fangsttradisjon på smårovilt*. Åttito prosent av respondentene sa seg også helt eller delvis enig i påstanden om *at det bør i større grad enn nå stimuleres til et høyere uttak av smårovilt*, mens 91 % sa seg helt eller delvis enig i påstanden om at *uttak av smårovilt er et viktig tiltak for å sikre muligheten for rypejakt i årene fremover*. Disse to samme spørsmålene ble også besvart av 163 rypejegere i en annen spørreundersøkelse i Lierne etter rypejakt sesongen 2017/18, hvor henholdsvis 84 % og 88 % sa seg helt eller delvis enige i disse to påstandene (Moa m.fl. 2019).

I spørreundersøkelsen svarte 86 % av respondentene at de *var godt eller svært godt fornøyd med organiseringen av JiL-prosjektet i sin helhet*, mens 82 % var *godt eller svært godt fornøyd med de aktiviteter som er gjennomført i regi av prosjektet*. **Fig. 1** viser hvordan respondentene svarte på spørsmål angående grad av fornøydhet for utvalgte tiltak/aktiviteter gjennomført i prosjektperioden. 92 % mente at *JiL-prosjektet*

hadde skapt et økt engasjement knyttet til jakt/fangst av smårovvilt, mens 82 % mente at prosjektet hadde gitt jakt/fangst på smårovvilt en økt status i kommunen. På spørsmål knyttet til om respondenten hadde erfart at interessen for og/eller kunnskapen om jakt/fangst på smårovvilt hadde økt som følge av Jil-prosjektet, svarte henholdsvis 81 % og 72 % at dette var tilfellet i stor grad eller til en viss grad. Disse tre siste spørsmålene, om prosjektet hadde ført til økt status, interesse og/eller kunnskap, ble også stilt til smårovviltjegere i prosjektet Jakt-i-Værnesregionen i 2017 (Hagen m.fl. 2018). Her svarte 194 respondenter henholdsvis 92 % (status), 84 % (interesse) og 91 % (kunnskap), som understreker at slike lokale initiativ har stor betydning for motivasjonen for jakt på smårovvilt. I Jil-undersøkelsen svarte 63 % at de syntes var viktig at det også har blitt gjennomført forskning tilknyttet prosjektet, eksempelvis snøsporing og kjønn- og aldersbestemmelse av skutte rødreiver.

Det ble også stilt spørsmål om respondenten opplevde konflikter knyttet til et økt fokus på jakt/fangst av smårovvilt. Åtte prosent svart ja på dette spørsmålet, 80 % nei og 15 % vet ikke. De som krysset av for ja på dette spørsmålet ble bedt om å utdype nærmere hva konflikten/-e bestod i. Fem respondenter utdypet dette, hvor fire av disse omtalte konflikter knyttet til elgjakt og jegere i en elgjaktperiode som nå varer frem til 23. desember i Lierne. Det ble også uttrykt bekymring for at relativt mange åteplasser potensielt ville kunne fungere som «foringsstasjoner» for kråkefugl.

Figur 1. Resultat fra spørreundersøkelsen gjennom Jakt-i-Lierne-prosjektet, som gjenspeiler grad av fornøydhet rundt tiltak og aktiviteter som er gjennomført i løpet av prosjektperioden (2014/15–2018/19).



1.2 Uttak av smårovvilt

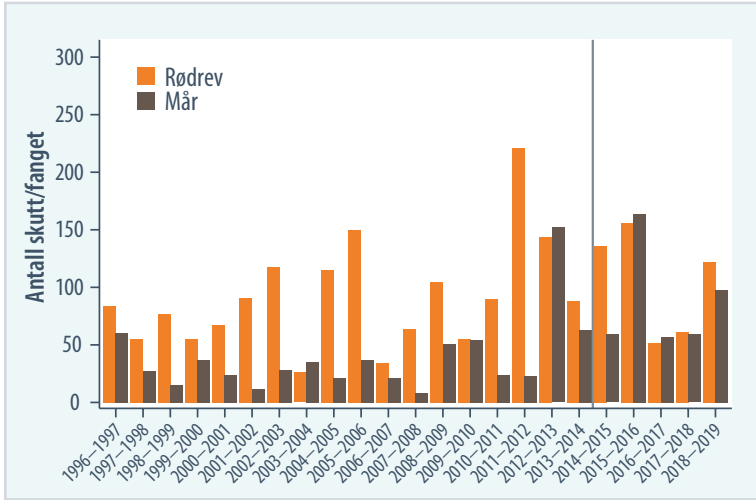
Pål F. Moa, Nils Vidar Bratlandsmo, Bjørn Roar Hagen og Lars Rød-Eriksen

Skal det være mulig å si noe om hvorvidt de tiltakene som er iverksatt i JiL-prosjektet faktisk fører til lavere bestander av de aktuelle småroviltartene, er det avgjørende å 1) ha god kontroll på det faktiske uttaket i tid og rom og 2) ha et mål på forekomst av disse artene før og etter prosjektstart. En pålitelig jakt- og fangststatistikk er helt grunnleggende. Slik statistikk kan være nyttig for å vurdere bestandstrender (forutsatt at man kan korrigere for jakt- og fangststrensningen), men det er fremfor alt systematiske tellinger/registreringer som kan gi gode mål på bestandsutviklingen. Vi har i hele perioden gjennomført systematiske snøsporinger for å kunne si noe om eventuell endring i forekomst over tid. I tillegg har vi hentet inn relevante data fra perioden før JiL-prosjektet (NJFF sporingslinjer for gaupe) og i nærliggende geografisk områder (Felles Fjellrev sporingstriangler i nærliggende fjellområder). Prosjektet har også bidratt til å utforske andre metoder for å følge bestandsutviklingen, som presenteres i denne rapporten.

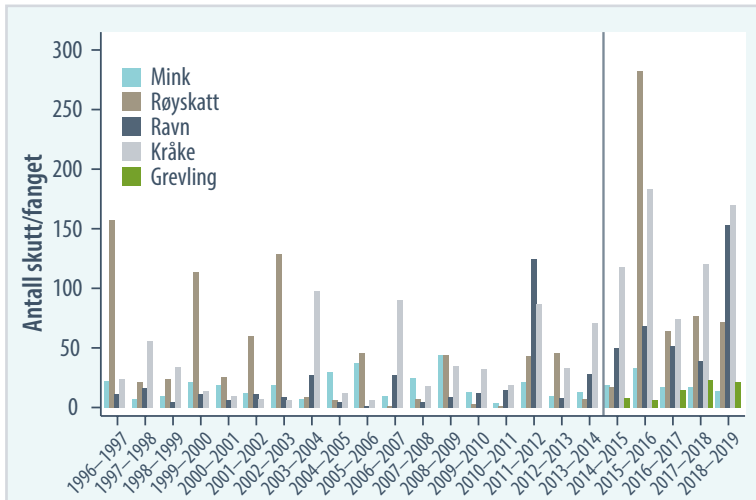
Fjellstyrene i Lierne har siden jaktseasonen 1996/1997 administrert en lokal skuddpremieordning for Lierne kommune for følgende småroviltarter: rødrev, mår, mink, røyskatt, ravn og kråke. Fra og med sesongen 2014/15 ble også grevling inkludert. Da ble også skuddpremieordningen erstattet med et poengsystem og uttrekking av premier i regi av prosjektet. All fangst ble forelagt for de lokale grendekontakter for kontroll og dokumentasjon. **Fig. 2** og **3** viser denne fellingsstatistikken for de nevnte artene i Lierne kommune tilbake til 1996/1997.

I de fem jakt-/fangstsesongene JiL-prosjektet har vært gjennomført er det rapportert til sammen 2681 smårovvilt av de aktuelle artene. **Fig. 4** viser den prosentvise artsfordelingen av denne totalmengden med smårovvilt.

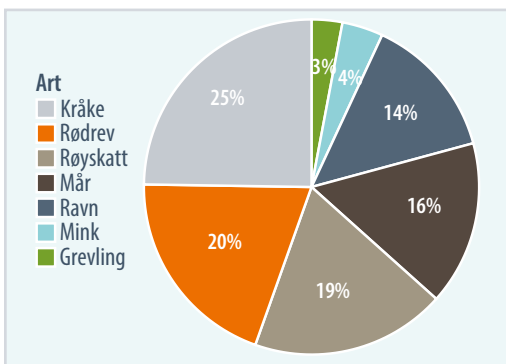
Gjennomgående er det i hele perioden felt betydelig flere rødrev enn mår frem til sesongen 2012/13, hvor det for første gang er felt/fanget flere mår enn rev. Etter oppstarten av JiL-prosjektet i 2014/15 ser vi at det er et betydelig jevnere uttak av rødrev og mår enn i sesongene før. Merk også det markert høye uttaket av røyskatt sesongen 2015/16 (282 dyr) og ravn sesongen 2018/19 (153 fugler). Det høye uttaket av røyskatt er nok en bieffekt av det totale antall



Figur 2. Antall rødrev og mår innmeldt skutt/fanget til Fjellstyrene i Lierne/Jil-prosjektet sesongen 1996/97–2018/19. Svart, loddrett strek indikerer oppstartstidspunktet for Jil-prosjektet.



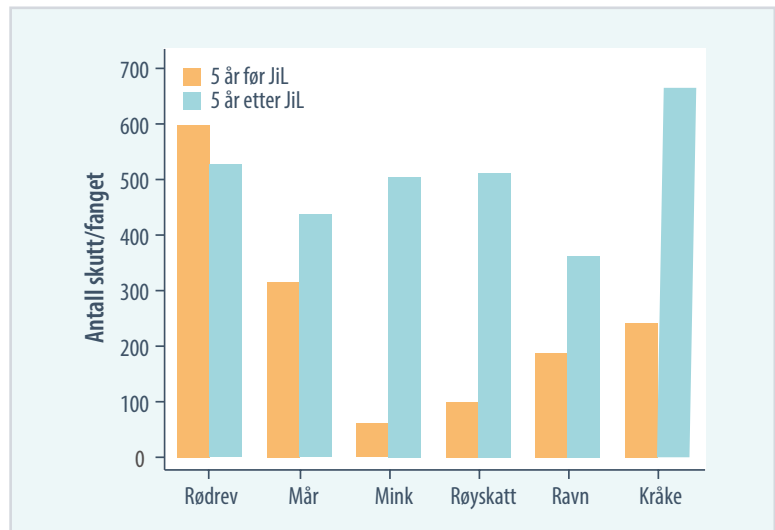
Figur 3. Antall mink, røyskatt, ravn, kråke og grevling innmeldt skutt/fanget til Fjellstyrene i Lierne/Jil-prosjektet sesongen 1996/97–2018/19. Merk at registreringene av grevling først startet sesongen 2014/15. Svart, loddrett strek indikerer oppstartstidspunktet for Jil-prosjektet.



Figur 4. Prosentvis fordeling av felt smårovvilt i Jil-prosjektet 2014/15 - 2018/19.

mårfeller i skogen, da det er få som legger innsats i å fange røyskatt i seg selv. En sammenstilling av totalt antall registrert felte dyr fem år før JiL-prosjektstart (sesongene 2009/10–2013/14) versus fem år etter (sesongene 2014/15–2018/19), viser at det for alle de aktuelle artene, med unntak av rødrev, har vært et betydelig høyere uttak etter prosjektstart (**Fig. 5**). Et relativt høyt uttak av rødrev også før prosjektstart kan skyldes at det gjennom prosjektet Felles Fjellrev var premiering for innleverte rødrevskrotter fra og med sesongen 2011/12 og frem til prosjektstart. Se **kapittel 2.3** for en nærmere gjennomgang av demografien hos de skutte rødrevene.

Fra JiL-prosjektet har vi også data på hvilke jakt- og fangstformer, herunder felletyper, som er benyttet og hvilke som har gitt fangst på de aktuelle artene i prosjektperioden. Som det fremgår av **Fig. 6** er rødrevene i all hovedsak skutt på åte (67 %), mens 95 % av mårene er tatt i slagfelle (Ringseth 2019). De øvrige artene er i all hovedsak fanget i ulike typer feller og båser. For mår har vi også data på benyttet felletype for 244 av de totalt 437 registrerte fangstene i prosjektperioden. Som det fremgår av **Fig. 7** er 40 % av de med kjent felletype fanget med Conibear 120. Se **Faktaboks 3** for en nærmere gjennomgang av felletypene. Vi kan ikke ut fra denne sammenstillingen si noe om fellenes innbyrdes fangsteffektivitet, da vi ikke har gode nok data på antall feller benyttet og antall felledøgn for de respektive fellene.



Figur 5. Antall rødrev, mår, mink, røyskatt, ravn og kråke innmeldt skutt/ i sum fem år før JiL-prosjektstart (2009/10–2013/14) og fem år etter (2014/15–2018/19).

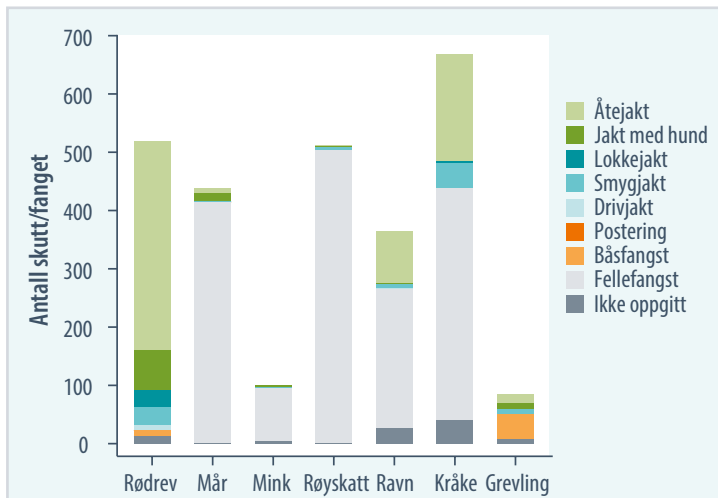
Faktaboks 3. Eksempler på feller og felletyper



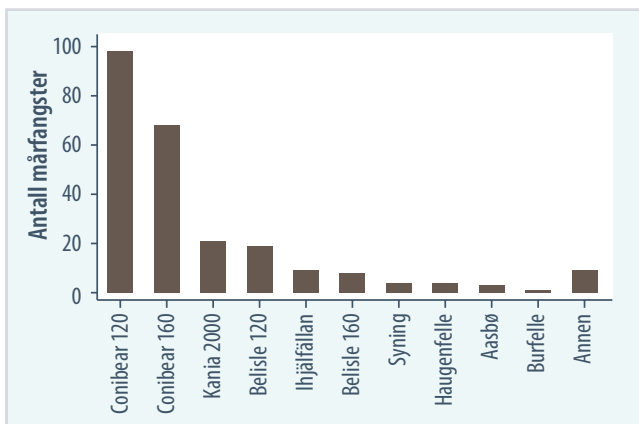
Bakkesett med Belisle 160. Foto: Arne Otto Sandmo



Vertikalsett med Belisle 120. Foto: Arne Otto Sandmo



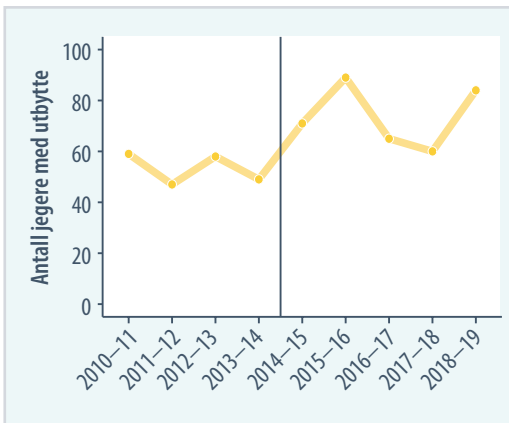
Figur 6. Antall registrerte fangster med ulike jakt- og fangstformer i løpet av Jil-prosjektperioden.



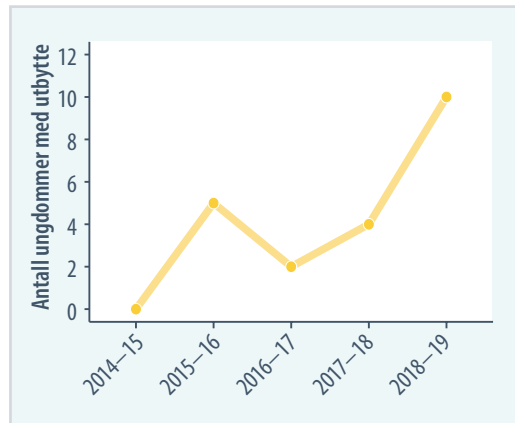
Figur 7. Antall fangster registrert pr. felletype for mår i studieperioden (n = 244 mårfangster).

Det har under perioden vært en økning i gjennomsnittlig antall jegere med småroviltutbytte i en fireårsperiode etter JiL-prosjektstart (sesongen 2014/15), sammenlignet med fire år før prosjektstart (**Fig. 8**), i gjennomsnitt 71 med utbytte etter prosjektstart mot 53 før. Økningen i antall jegere med fangst skyldes primært at mange «nye» jegere har startet med jakt/fangst av smårovilt under JiL-prosjektet (**Fig. 9**), men delvis også på grunn av økt innsats og kompetanse fra etablerte jegere.

Generelt har vi i prosjektet for dårlige mål på jakt/fangstinnsettsen for ulike arter. I spørreundersøkelsen forsøkte vi å få innblikk i innsatsen sesongen 2018/19, blant annet gjennom å kartlegge hvor mange åter revejegerne la ut og i hvor stor del av sesongen de fulgte opp disse. Av 82 respondenter la de fleste ut ett til to åter, to jegere oppga å ha tre åter, mens en hadde fem åter. 33 respondenter oppga at de fulgte opp åtet/åtene hele jaks sesongen, mens 15 fulgte opp en tredjedel av sesongen. 58 respondenter oppga på et annet spørsmål at de i tillegg til eller i stedet for åtejakt hadde jaktturet etter rødrev i jaks sesongen 2018/19. Disse respondentene oppgir å ha vært på mellom 1 og 40 jaktturet etter rødrev denne sesongen. 55 respondenter oppga at de hadde fangstet mår sesongen 2018/19. Her oppga 33 % at fellene hadde vært oppspent hele sesongen, mens 5 % oppga at de hadde vært oppspent en tredjedel av sesongen.



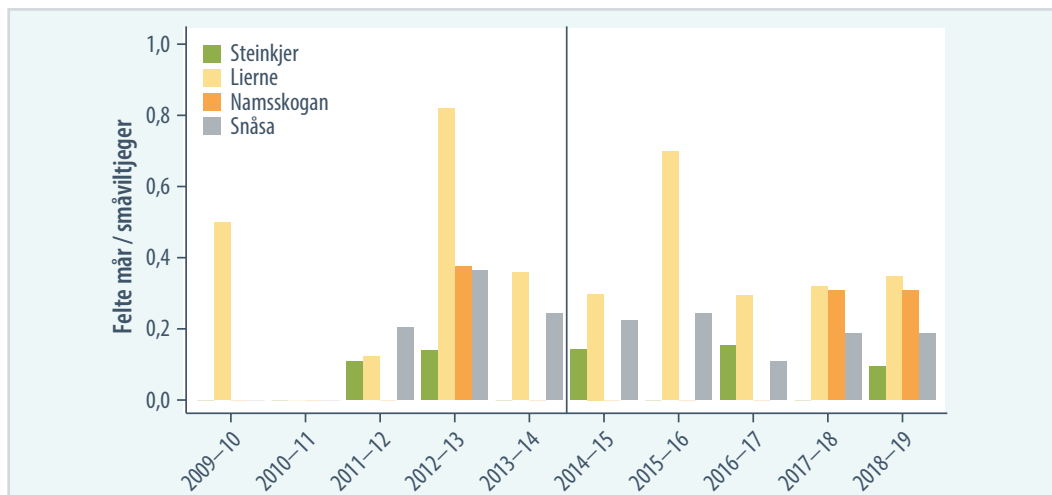
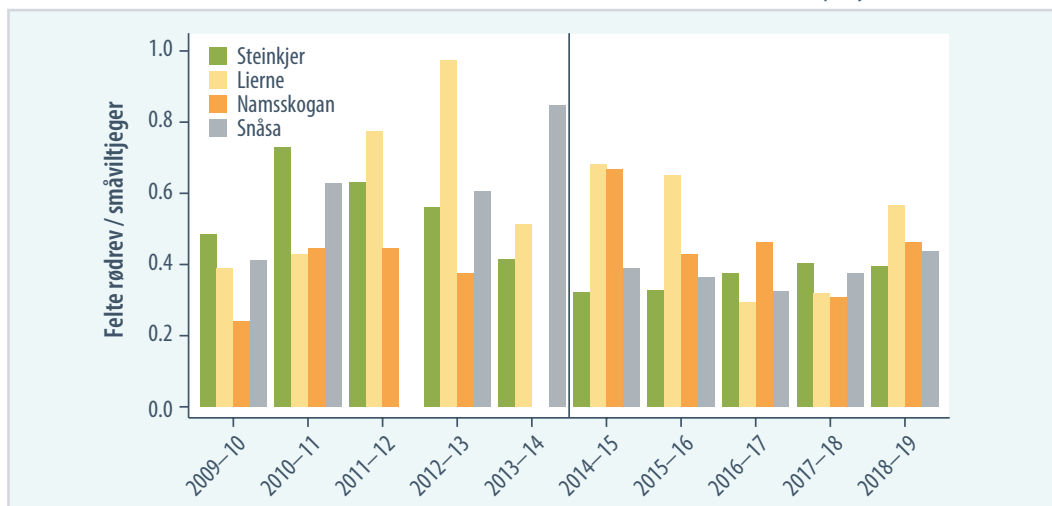
Figur 8. Antall jegere med utbytte av smårovilt i Lierne i jaks sesongen 2010/11–2018/19. Svart, loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JiL-prosjektet.



Figur 9. Antall ungdommer med utbytte av smårovilt i Lierne i jaks sesongen 2014/15–2018/19.

En sammenlikning med andre kommuner kan også gi oss en pekepinn på omfanget av uttaket i Lierne. **Fig. 10** og **11** viser henholdsvis antall skutte rødrev og mår per registrert småviltjeger i Steinkjer, Lierne, Namsskogan og Snåsa kommuner. Selv om ikke alle småviltjegere jakter rødrev eller mår, viser oversikten at jaktuttaket i enkelte år er noe høyere i Lierne og Namsskogan enn i Steinkjer og Snåsa etter at JiL-prosjektet ble igangsatt. Tall fra SSB viser at hele 15 % av befolkningen i Lierne er registrerte småviltjegere, mot 8 % i Snåsa og 3 % i Steinkjer kommune.

Figur 10. Antall felte rødrev per registrerte småviltjeger i Steinkjer, Lierne, Namsskogan og Snåsa kommuner fem jaktseonger før JiL prosjektstart og fem jaktseonger etter (SSB-data). Svart loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JiL-prosjektet.



Figur 11. Antall felte mår per registrerte småviltjeger i Steinkjer, Lierne, Namsskogan og Snåsa kommuner fem jaktseonger før JiL prosjektstart og fem jaktseonger etter (SSB-data). Manglende søyler angir at antall mår rapportert inn til SSB var < 20, og dermed ikke offentliggjort. Svart loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JiL-prosjektet.

1.3 Slakteavfall: Fjerning og bruk som åte

Bjørn Roar Hagen, Pål F. Moa, Nils Vidar Bratlandsmo og Lars Rød-Eriksen.

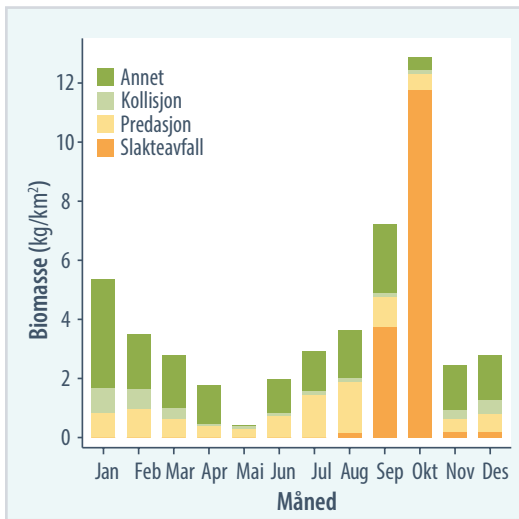
Tilgang på mat og andre ressurser, som f.eks. skjul og hi-/reir-plasser, er avgjørende faktorer for tetthet av rovvilt i et område (Hjeljord 2008). Tilgang på alternative matkilder kan trolig opprettholde større bestander av rovvilt selv om bestanden av naturlige byttedyr er lav. I Lierne, og andre fjellnære områder i Norge, finnes flere typer alternative matkilder som i hovedsak er knyttet til menneskelig aktivitet, såkalte subsidier. Dette kan typisk være slakteavfall fra storvilt, åtsler fra avgåtte beitedyr, påkjørt stor- og småvilt langs vei, matrester og avfall fra husholdning og hytter, samt matavfall og søppel langs vei. Slike lett tilgjengelige ressurser kan bidra til å opprettholde bestander av åtseletere/rovvilt gjennom både harde vintre og i sesonger med færre naturlige byttedyr tilgjengelig. For de rovviltartene som anses som generalister i både habitatbruk og matveien, slik som f.eks. rødrev og til dels mår, er subsidier en viktig del av dietten, spesielt vinterstid (Killengreen m.fl. 2011; Selva m.fl. 2005). Tilgang til subsidier kan påvirke forekomstene av arter i landskapet. For eksempel er det funnet økt forekomst av rødrev som følge av tilgang på matavfall og søppel langs vei (Rød-Eriksen m.fl. 2020), og at mengden slakteavfall fra elg har en positiv innvirkning på forekomst av rødrev (Gomo m.fl. 2017).

Hagen (2014) gjorde et anslag på den totale åtseltilgangen i gamle Nord-Trøndelag fylke basert på tilgang til ulike åtselskilder i perioden 2008–2012. Undersøkelsen baserte seg på fellings- og påkjørselstatistikk for hjortevilt, samt tapsstatistikk for sau og tamrein. Fire åtselskilder inngikk i beregningene av mengde subsidier: 1) *Slakteavfall fra hjorteviltjakta* (vom og tarmen uten «grønt» innhold, samt andre indre organer) som utgjorde 33 % av totalen, *rester fra 2) rovdrydrepte og 3) påkjørte klauvdyr* (elg, rådyr, tamrein, sau) som utgjorde henholdsvis 24 % og 8 %, og til slutt 4) *andre dødsårsaker* (hovedsakelig sykdom, næringsmangel og ulykker) hos disse artene som utgjorde 35 % av den estimerte totalmengden. Slakteavfall fra hjort ble ikke estimert grunnet svært lave fellingstall sammenlignet med rådyr og elg.

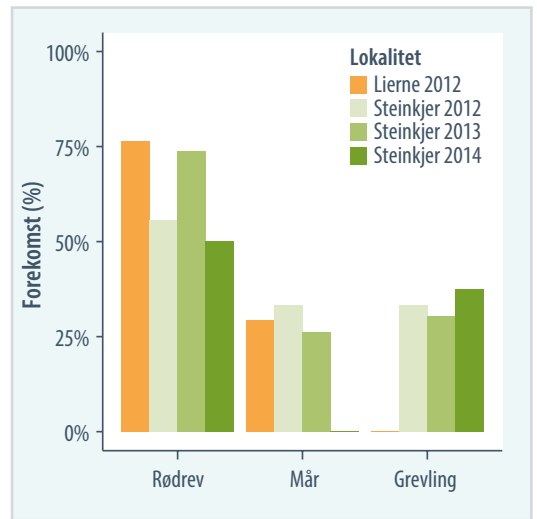
Det ble videre beregnet en fordeling av estimerte åtselmengder i tid (måner) og rom (skog og fjell) basert på de fire åtselskildene. Den gjennomsnittlige mengden slakteavfall fra elg- og rådyrjakta i nordtrønderske skogområder utgjorde 25 kg/km² per år. Mengden slakteavfall nådde toppen i oktober med i underkant av 12 kg/km² (Fig. 12).

Mengden slakteavfall ble anslått til 17 % av dyrets levendevekt, slik som i svenske undersøkelser (Wikenros m.fl. 2013). Kombinasjonen av et mye høyere fellingstall på elg enn på rådyr, samt den betydelige vektforskjellen mellom de to artene, gjorde at slakteavfall fra elgjakta i Nord-Trøndelag utgjorde hele 93 % av totalmengden slakteavfall fra hjortevilt i området i perioden. Estimert mengde slakteavfall fra elg hadde liten variasjon mellom år de fem årene, grunnet en relativt jevn tildeling av antall dyr fordelt på alder og kjønn og liten variasjon i fellingsprosent (Hagen 2014).

I perioden 2012–2014 ble det ved bruk av viltkamera overvåket til sammen 75 slakteavfallsplasser fra elg i ulike områder i Nord-Trøndelag (Hagen m.fl. 2015). Et av studieområdene var i høyereliggende skog og fjellområder i Lierne (2012, n = 17) og et annet i kulturlandskapet i Steinkjer (2012–2014, n = 58). Resultatene viste at artssammensetning og utnyttelsesgraden mellom åtselene varierte noe geografisk. Kråkefugler som kråke, ravn, nøtteskrike og skjære, utnyttet i stor grad denne matkilden, men også mellomstore rovpattedyr som rødrev, mår og grevling var ved/spiste i større eller mindre grad av de tilgjengelige slakteavfallene (Fig. 13).



Figur 12. Månedlig fordeling av estimert åtselmengde (biomasse i kg/km²) fra de fire åtselkildene (elg, rådyr, sau og tamrein) som ble brukt til å estimere åseltilgangen fra klauvdyr i Nord-Trøndelag i perioden 2008–2012, fordelt på dødsårsak (slakteavfall fra utvoming av hjortevilt, kollisjoner med vei og jernbane, predasjonsrester fra større rovdyr, samt øvrige dødsårsaker (næringsmangel, ulykker og sykdom)).



Figur 13. Forekomst av rødrev, mår og grevling ved kameraovervåkede slakteavfallsplasser fra elg i Lierne (2012) og Steinkjer (2012–2014). Forekomsten er beregnet som prosentandel av kameraoppsettene med besøk av artene ved slakteavfallet.

En påfølgende analyse av datamaterialet fra Steinkjer underbygde at kråkefugl og rødvov var de åtselerte som i størst grad utnyttet slakteavfallet. Her ble det også dokumentert at kråkefuglene kom først til slakteavfallet etter utvommingen, og at de utnyttet de mest næringsrike delene før rovpattedyrene rakk å komme til slakteplassene (Gomo m.fl. 2017).

Å forsøke å redusere småroviltets overlevelsessevne gjennom å fjerne en matkilde som slakteavfall ved inngangen til vinteren for å prøve redusere predasjonstrykket på jaktbart småvilt har vært foreslått før, av Smedshaug & Sonerud (1997). I løpet av perioden 2015–2018 ble det gjennom JIL-prosjektet samlet inn slakteavfall fra totalt 786 elger, noe som utgjorde en samlet vekt på ca. 18,5 tonn. Dette utgjorde 24 % av anslått mengde slakteavfall fra elgjakta i kommunen i fireårsperioden (med en årlig variasjon på ca. 44 % i 2015 og 9 % i 2018). Det er kjent at noe slakteavfall er tatt ut og gjenbrukt som åte til revejakt, uten at det er registrert i JIL-prosjektet. Denne mengden er estimert til å utgjøre mellom 5–10 % av den totale slakteavfallsmengden fra elg per år i perioden (Holsing 2019). I prosjektet Jakt-i-Værnesregionen ble det til sammenligning samlet inn i overkant av fire tonn slakteavfall fra hjortevilt pr. år i 2004 og 2005 (Gervais 2017), som utgjorde ca. 25 % av den totale slakteavfallsmengden fra elg.

Som det fremgår tidligere i temaheftet så skytes i underkant av 70 % av rødvovene i Lierne på åte. I tillegg brukes åte i ulike feller, f.eks. slagfeller til mår og kråkebur. Jegerne bruker ulike typer åter, men i stor grad dette innsamlede slakteavfallet. Årlig distribueres det 3–4 tonn med slakteavfall til bruk som åte, gjennom JIL-prosjektets frysecontainere. Gjennom dette «gjenbrukes» en relativt stor mengde av det innsamlede avfallet til åte, som gir dobbel nytte av tiltaket: 1. Redusere den tilgjengelige matmengden for småroviltet på høst/vinter, som trolig påvirker kondisjon og overlevelse, og 2. øke sannsynligheten for fangst gjennom bruk av åte av god kvalitet og mindre tilgjengelighet i utmarka. Åte bør imidlertid ikke legges ut unødige, da et åte uten oppfølging vil medføre at en mater åtselerte, noe som trolig kan medføre tettere bestander av slike arter.

Uttransport av slakteavfall er avhengig av velvilje fra elgjegerne. I spørreundersøkelsen knyttet til JIL-prosjektet synes viljen blant elgjegerne å være tilstede, gjennom at 43 % svarte at de var *svært villig* og 35 % svarte *villig* til å foreta en slik innsamling av slakteavfall. Når det gjaldt bruk av avfallet som åte for jakt/fangst var det en relativt stor interesse for å kunne bruke penger fra fellingsavgiften til å dekke kostnader knyttet til uttransport av slakteavfall (69 % var positive), med

noe lavere respons hvis uttransporten ikke resulterte i gjenbruk som åte (41 % positive). Dette kan tyde på at tilgang på åte er et populært tiltak i JIL-prosjektet, noe jegerne og fangsterne i Stjørdal også rangerte som det beste tiltaket i Jakt-i Værnesregionen (Gervais 2017). På spørsmålet i om *Uttransport av slakteavfall fra elgjakt er et godt egnet tiltak for å redusere matmengden til smårovvilt*, sa 87 % av respondene seg helt eller delvis enige i den påstanden.



Eksempel på besøk av rødrev på slakteavfall. Foto: Nord viltkamera / Bjørn Roar Hagen



Kråkefugl på slakteavfall. Foto: Nord viltkamera / Bjørn Roar Hagen



Jaktutbytte av smårovvilt. Foto: Arne Otto Sandmo

2 Rovpattedyr før og under Jakt i Lierne

Overvåkning av jaktbare viltbestander har blitt praktisert så lenge mennesket har jaktet, enten gjennom systematiske tellinger av antall dyr av ulik alder og kjønn, registrering av spor eller sportegn. I nyere tid har overvåkningsmetodene blitt mer avanserte, godt hjulpet av ny teknologi som blant annet viltkamera eller genetiske metoder. Dette tillater oss å følge nøyer med på variasjoner i bestandsutviklingen av både matnyttig vilt og rovvilt.

Et overordnet mål med dette kapittelet har vært å gi svar på om en økt jaktinnsats gjennom JiL-prosjektet har ført til endringer i bestandene av rovpattedyr, med fokus på rødrev og mår. I JiL-prosjektet er det benyttet tre såkalte ikke-invasive metoder, altså metoder som ikke er fysisk belastende for dyr, for å overvåke bestandene av de to artene: sporing på snø, viltkamera og innsamling av DNA fra ekskrementer, urin og vev. I **kapittel 2.1** presenterer vi resultatene fra snøsporing og viltkamera som grunnlag for å vurdere om det har blitt mindre rovpattedyr i Lierne gjennom de fem årene JiL-prosjektet har pågått, sammenliknet med data før prosjektstart. I **kapittel 2.2** presenterer vi resultatene fra pilotprosjektet der vi beregner faktisk rødrevtetthet i et utvalgt skogsområde i Lierne basert på innsamling av DNA fra ekskrementer, urin og vev, utført av folk engasjert i JiL-prosjektet. I **kapittel 2.3** gjør vi en sammenlikning av de tre metodene i forhold til egnethet med tanke på å si noe om bestandsutvikling. Avslutningsvis, i **kapittel 2.4**, tar vi for oss demografi og kondisjon hos rødrev skutt gjennom JiL-prosjektet, og vurderer om stimulert jaktuttak av rødrev har påvirket strukturen i rødrevbestanden.

2.1 Effekter av økt jaktinnsats – blir det mindre rovpattedyr?

Lars Rød-Eriksen, Pål F. Moa, Kristine Ulvund og Nina E. Eide

2.1.1 Snøsporing

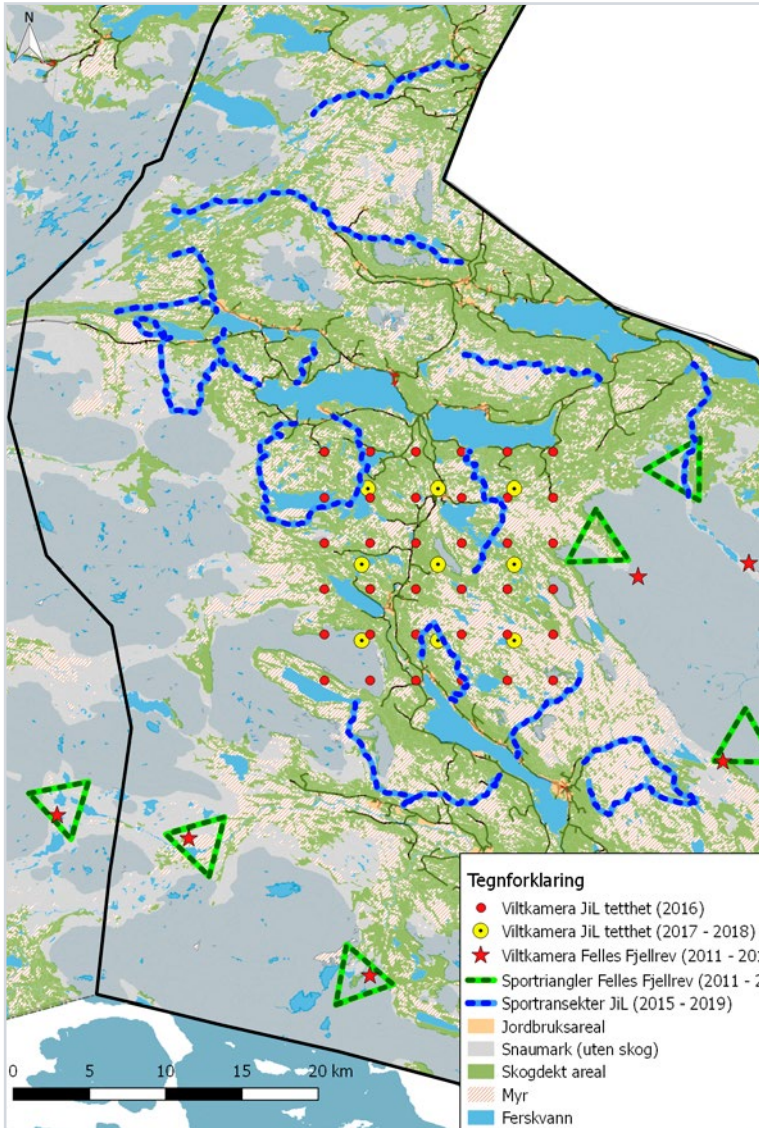
Snøsporing er en ofte benyttet metode for å skaffe oversikt over relativ forekomst av blant annet rødrev og mår (Brainerd m.fl. 2005; Kauhala m.fl. 2000). Snøsporing relatert til viltforekomst har i Lierne foregått i ulike former siden 2003. I perioden 2003–2014 ble det utført snøsporing langs såkalte gaupetakseringslinjer i regi av lokale jeger- og fiskeforeninger (JFF) i tidligere Nord-Trøndelag fylke. Da denne kartleggingen ble avsluttet startet JiL-prosjektet i samarbeid med Nord universitet med snøsporing (hovedsakelig i skogstereng) for å sikre innsamlingen av slike data. Parallelt har det i fjellområdene i Lierne også vært gjort snøsporinger i regi av Interreg-prosjektet Felles Fjellrev siden 2011. Langs sportransektene har det i hovedsak blitt registrert rødrev, mår, gaupe og jerv. Se **Fig. 14** for en oversikt over fordelingen av sportransektene fra de ulike prosjektene (gaupetakseringslinjer utelatt). Selv om designet på de ulike snøsporings-prosjektene har variert, gir sporingsindeksen et mål på relativ forekomst av de ulike artene. Sporingindeksen er basert på denne formelen

$$\frac{\text{Antall spor} / \text{Antall km sporet}}{\text{Antall døgn siden sist snøfall (spordøgn)}}$$



Oppsett av kamera vinterstid på åte. Foto: JiL / Nils Vidar Bratlandsmo

På grunn av litt ulikt studiedesign vil sporindeksene ikke nødvendigvis være direkte sammenliknbare. For eksempel har sporing i fjellområdene i Lierne blitt utført langs sportriangler (Fig. 14). Disse har en høyere risiko for dobbelttelling i «hjørnene», og sporingene har også overlappet med viltkamera på åte i samme områder, noe som kan føre til høyere sporindekser enn sporlinjer



Figur 14. Oversikt over Lierne kommune (innenfor svart heltrukket linje) og fordeling av ulike typer overvåkning som har vært gjort i løpet av JiL-prosjektperioden. Merk at det her også er inkludert et sportriangel og kamera i Snåsa kommune (nederst til venstre i figuren) som er inkludert i dataoversikter og analyser siden det tilhører samme fjellområde.

i skogsområder. Sporindeksene gir likevel et bilde på den relative tettheten og svingningene i bestanden av rovpattedyr. Som diskutert i **kapittel 2.3** er det heller ikke nødvendigvis en sammenheng mellom faktisk tetthet og sporindeks.

Både JiL- og Felles Fjellrev-sporingene er gjennomført med to sporinger per linje per år (vinter); i månedsskiftet januar/februar og i midten av mars. Vi har observert relativt store variasjoner mellom de to sporingstidspunktene, og har derfor valgt å bruke en gjennomsnittlig sporindeks for å representere den årlige sporindeksen.

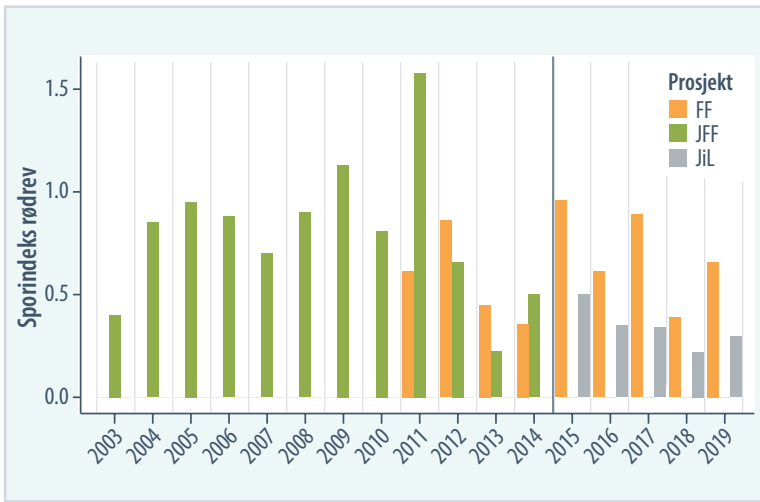
For sporindeksene er det i denne sammenhengen interessant å se på perioden f.o.m. vinteren 2015, dvs. etter at JiL-prosjektet startet, hvor det har vært en økt innsats knyttet til uttak av rødrev og mår. Det må bemerkes at det i perioden 2011–2014 var skuddpremier på rødrev fra NINA i forbindelse med demografiundersøkelsen (**Kap. 2.4**), slik at uttaket av rødrev i forkant av JiL-prosjektet også var høyere enn «normalt». Likevel er det en jevn nedgang i sporindeks for rødrev under JiL-sporingen fra oppstarten i 2015 til vinteren 2018, med en liten oppgang igjen vinteren 2019 (**Fig. 15**). Rødrev-indeksene fra FF-sporingen som gjennomføres i høvfjellet i samme periode viser et mer variert bilde, og overraskende nok høyere tettheter. Mår-indeksene fra JiL-sporingene i samme periode viser et tilsvarende bilde (**Fig. 16**), med en gradvis nedgang i sporindeks fra 2015–2018, men trenden ser ut til å snu vinteren 2019, trolig knyttet til en oppgang i forekomst av smågnagere.

2.1.2 Viltkamera

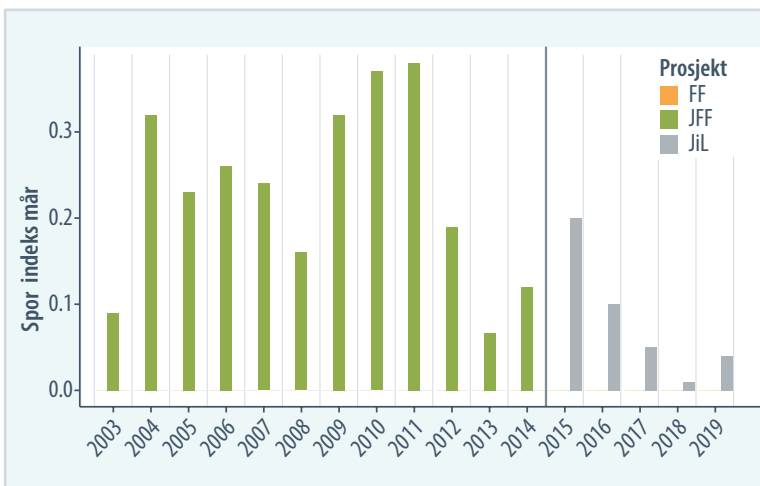
Viltkamera som overvåkningsmetode har økt betydelig i omfang de siste 20 årene, i takt med forbedret teknologi. Gjennom Interreg-prosjektet Felles Fjellrev ble det i 2011 startet overvåkning av fjellrev og rødrev med viltkamera i Hestkjølen og Blåfjella i Lierne, samt i tilgrensende områder sørøst i Snåsa, (6 viltkamera; **Fig. 14**). I 2016–2018 ble det også brukt viltkamera i skogsområder i forbindelse med tetthetsstudiet på rødrev (36 kamera i 2016, og 9 kamera i 2017 og 2018; **Fig. 14**). Viltkameraene stod alle oppe på senvinteren (månedsskiftet februar/mars til månedsskiftet april/mai, ca. 2 måneder). Det ble benyttet åte for å simulere et naturlig kadaver for å sikre at kameraene fanget de åtseleterne som befant seg i området (tidligere studier uten åte eller med andre typer åte har vist seg å ikke fungere, jf. Rød-Eriksen 2011). Vi antar at varigheten av åte er for kort til å påvirke forekomstene av åtseletere.

Relativ besøksintensitet/forekomst av ulike arter på kamera kan beregnes på ulike måter. Den vanligste indeksen er å dele antall besøksdøgn av hver art på antall kameradøgn (som blir en proporsjon mellom 0 og 1; se f.eks. Haug 2018). I våre sammenlikninger har vi revidert denne formelen til å være:

Antall døgn med besøk når åtet var tilstede
Antall kameradøgn hvor åtet var tilstede



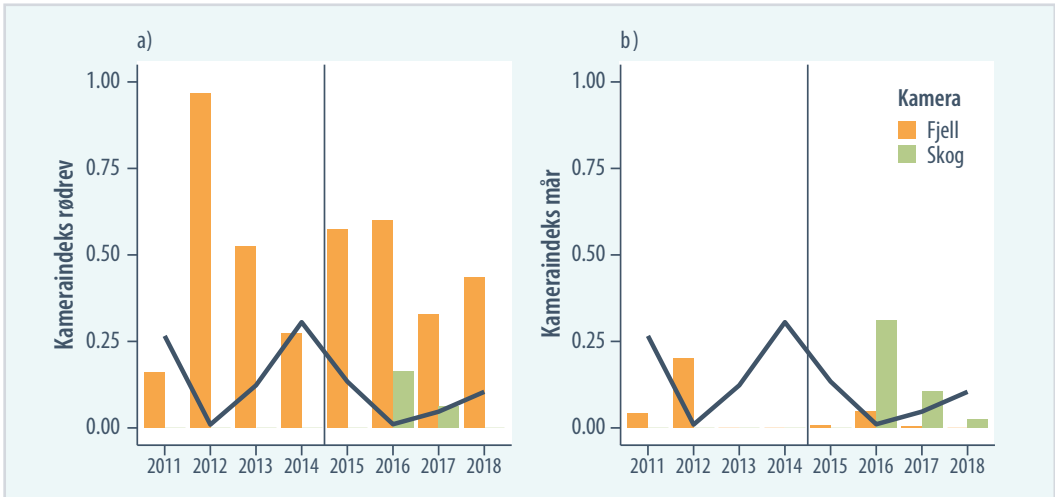
Figur 15. Sporindeks for rødrev for 2003–2019 fra de tre sporingsprosjektene i Lierne. Sporindekser fra Nord-Trøndelag Jeger- og fiskeforening (JFF) er gjengitt med tillatelse. Svart, loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JiL-prosjektet.



Figur 16. Sporindeks for mår for 2003–2019 fra de tre sporingsprosjektene i Lierne. Merk at det ikke er funnet mårspor i fjellområdene (FF). Merk også at y-aksen på **Fig. 15 og 16** er ulik, slik at de to figurene ikke er direkte sammenliknbare. Sporindekser fra Jeger- og fiskerforeninger (JFF) i Nord-Trøndelag er gjengitt med tillatelse. Svart, loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JiL-prosjektet.

Med «tilstede» mener vi at åtet ikke er oppspist eller på annen måte utilgjengelig (for eksempel begravd i snø). Grunnen til at vi benytter denne formelen er at åtet forsvinner i ulikt tempo avhengig av artssammensetningen i et område. Selv om kameraene har stått ute like lenge kan det derfor være store forskjeller i hvor lenge hvert kamera har hatt et fungerende åte/kadaver, og formelen tar hensyn til denne forskjellen.

Kameraindeksene fanget opp noen generelle trender i forekomsten av rødrev og mår (Fig. 17a og b). Forekomsten av begge arter varierer med smågnagerforekomstene, med en antydning til ett års forsinkelse. Dette sees tydeligst hos rødreven som forekommer oftere på kamera i årene etter en smågnager topp, spesielt i fjellet. Den høye frekvensen av rødrev på åte i fjellet kan forklares med færre alternative byttedyr, særlig i år etter en gnager topp, som gjør at åtet tiltrekker seg åtseletere mer enn i skog der matkildene er flere. I skogen følger måren samme dynamikk som rødreven, med avtakende besøksfrekvens med økende smågnagerforekomst. Nedgangen i forekomst av mår gjennom perioden kan skyldes høyt jaktuttak. Haug (2018) påpeker at det ble felt nesten tre ganger så mye mår og røyskatt i Lierne i sesongen 2015–2016 (150 mår og 260 røyskatt) som i sesongen 2016–2017, noe som trolig har påvirket

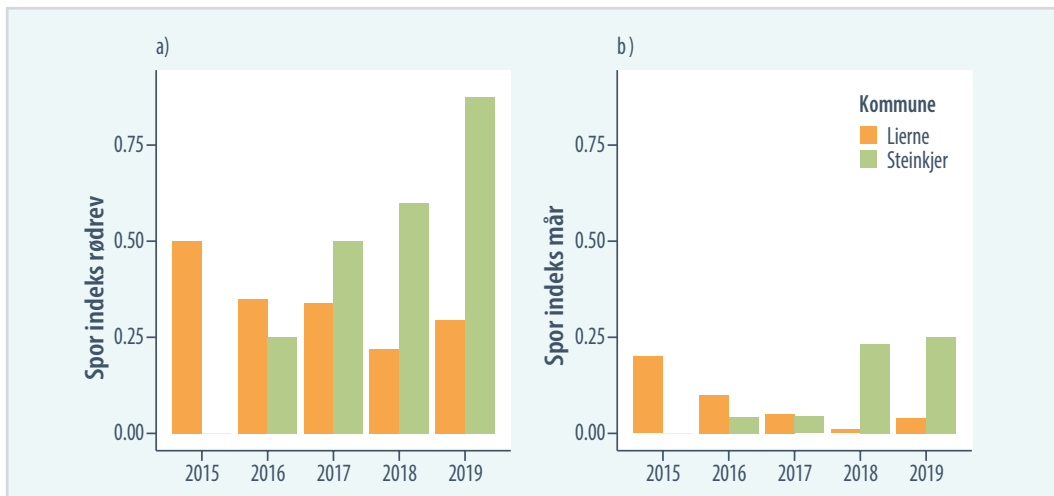


Figur 17. Relativ forekomst av a) rødrev og b) mår på viltkamera i henholdsvis fjell (rød) og skog (grønn). Forekomsten er beregnet fra en kameraindeks fra antall besøksdøgn av hver art delt på antall kameradøgn hvor åtet var tilstede. Svart linje indikerer relativ smågnagerforekomst de ulike årene. Svart, loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JIL-prosjektet.

bestanden av disse artene i kommunen. Den svært lave tettheten av rødrev på viltkamera i skogen er overraskende. I et sammenlikningsstudie mellom kamerabesøk i skogsområder i Lierne og Skrimfjella i Sør-Norge for 2016–2017 fant Haug (2018) at det generelt var mer rødrev i Skrimfjella. Dette kan tolkes som en forskjell i relativ tetthet, men ut fra sporfrekvensene (forrige kapittel) kan dette også tolkes som at rødreven i Lierne har utviklet en åteskepsis (gjennom at rever som er lite skeptiske skytes ut først). Dette kan tyde på at viltkamera kan være en mindre egnet metode for å måle endring i bestanden av rødrev, særlig der den har tilgang til alternative matkilder.

2.1.3 Oppsummering

Det er utfordrende å gi et entydig svar på om det har blitt mindre smårovvilt ut i fra dataene presentert over, selv om det basert på snøsporing ser ut til å være nedadgående trender både for rødrev og mår. Dette står i kontrast til tilsvarende data fra Steinkjer kommune (Bjørn Roar Hagen og Pål F. Moa, upubl. data), hvor vi ser at det er en positiv utvikling i sporfrekvens for både rødrev (Fig. 18a) og mår (Fig. 18b) i perioden 2015–2019. Dette kan tyde på at stimulert jaktuttak faktisk har ført til en nedgang i bestanden av disse rovviltartene i Lierne kommune.



Figur 18. Sporindeks for a) rødrev og b) mår basert på henholdsvis JIL-springene (rød) og snøsporinger i Steinkjer (grønn) i perioden 2015–2019.

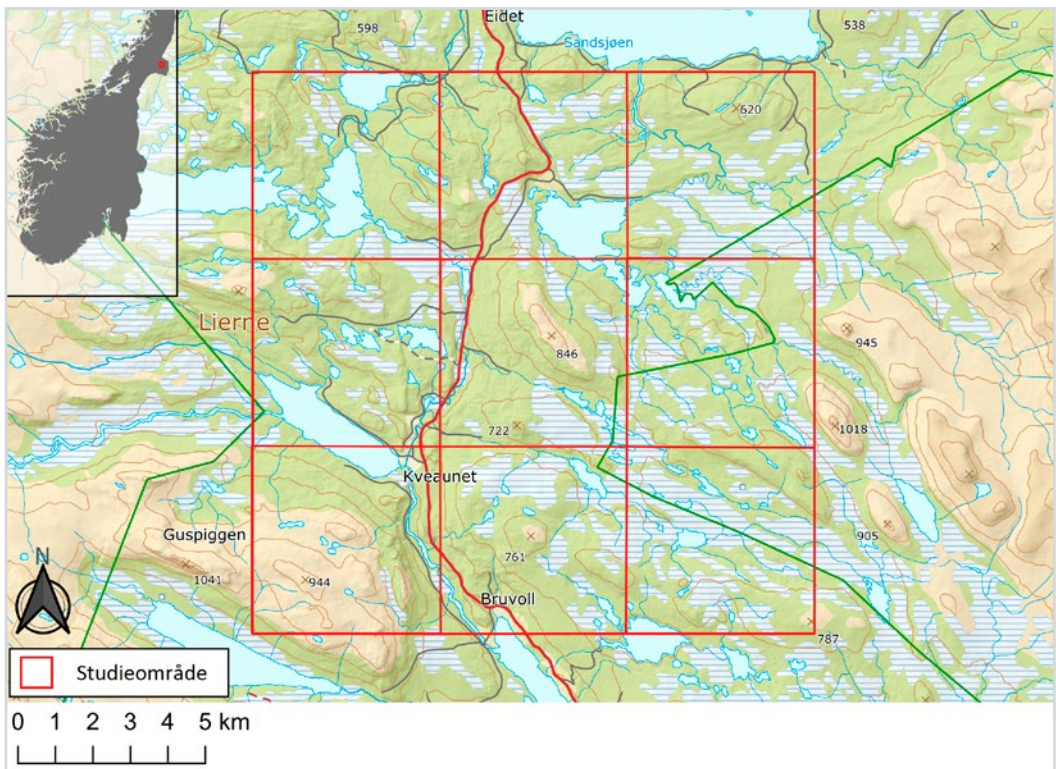
2.2 Hvor mye rødrev finnes det egentlig i skogen?

Lars K. Lindsø, Richard Bischof, Pierre Dupont, Lars Rød-Eriksen, Nina E. Eide, Kristine R. Ulvund, Ida Pernille Ø. Andersskog og Øystein Flagstad

Dette spørsmålet er av stor interesse for mange, og især de som har et ønske om å regulere eller begrense antallet rødrev som et ledd i forvaltningen av jaktbart småvilt. Vi vet lite om faktiske tettheter av rødrev i Norge og Norden generelt. Gjennom lokalt engasjement og innsats i JIL-prosjektet fikk vi en unik mulighet til å kunne belyse dette, og det er nå tatt et viktig og metodisk innovativt steg mot å skaffe økt kunnskap om faktiske rødrevtettheter i Norge.

Vinteren 2016, 2017 og 2018 ble det samlet inn prøver av ekskrement, urin og hår fra rødrev i et område som dekker 225 km² i Lierne (Fig. 19). Prøveinnsamlingen ble gjort av lokalt mannskap i februar. Det ble etablert sportransekter markert med «pissepinner» som ble avsøkt minimum to runder hvert år.

Figur 19. Kart over området i Lierne hvor prøver ble samlet inn. Studieområdet ble delt inn i 9 seksjoner à 5 x 5 km for å systematisere innsamlingen.



Alle ekskrement-, urin- og hårprøver ble håndtert med engangshansker og plastskje for å unngå forurensing av prøvene, og puttet henholdsvis i glass med silica, glass med konserveringsmiddel for urin, og papirkonvolutter for konservering av DNA. Urinpreservativer for å bedre kvaliteten på urinprøver ble tatt i bruk fra og med 2017.

2.2.1 Genetiske analyser

DNA-analyser av alle prøvene ble gjort på NINA i Trondheim. Prøvene ble først analysert for artsspesifitet, dvs. om prøvene kunne bekreftes som rødrev eller ikke. Bekreftede rødrevprøver ble deretter analysert for 13 ulike mikrosatelitt-markører, artsspesifikke for rødrev, for å identifisere ulike individer. Til slutt ble alle prøver med pålitelige DNA-profiler kryssjekket i statistikkprogramvaren R for å skille mellom ulike individer og angi en unik ID.

2.2.2 Romlige fangst-gjenfangstanalyser

DNA-prøver kan enten resultere i et nytt individ eller et individ som er funnet tidligere. Dermed kan innsamling av DNA-prøver i prinsipp sees på som en form for fangst-gjenfangst. Ved å inkludere en romlig komponent basert på informasjon fra gjentatte DNA-funn fra flere individer, kan romlige fangst-gjenfangstmodeller beregne bestandsstørrelse og tetthet av rødrev. Modellene beregner også antall rever som ikke har blitt påvist gjennom DNA-innsamlingen, og inkluderer disse i beregningene av bestandsstørrelse og tetthet, i tillegg til å beregne usikkerheten rundt tetthetsestimaten. Modellene beregner også den romlige fordelingen av individer, og kan slik predikere lokale tetthetsforskjeller innenfor bestanden. Modellene gir også muligheten til å undersøke effekten av ulike forklaringsvariabler, f.eks. habitat- og ressurstilgjengelighet, på tettheten av rødrev, og ut fra den sammenhengen beregne forventet tetthet innenfor hele studieområdet.

Alle prøver funnet innenfor studieområdet der informasjon om koordinater, art, kjønn og unik ID var tilgjengelig ble inkludert i én og samme romlig fangst-gjenfangstmodell for de tre studieårene. Ved hjelp av GIS-analyser og GPS-sporlogger kunne søkeinnsatsen i ulike deler av studieområdet kvantifiseres, og inkluderes i modellen. Kjønn inngikk i modellen som en forklaringsvariabel på områdebruk, basert på tidligere studier som har påvist større leveområder for hannrever enn tisper. Ut fra en antagelse om at tettheten av rødrev var høyere i skog enn i åpne områder pga. høyere ressurstilgang ble også skogdekke inkludert som en forklaringsvariabel på tetthet.

2.2.3 Hvor mye rødrev finnes det i skogsområdene i Lierne?

Totalt ble det funnet 505 DNA-prøver over tre år i Lierne (Tabell 2).

Av disse kunne 383 bekreftes som rødrev, hvorav 275 prøver kunne gis en pålitelig DNA-profil og en individuell ID. Totalt ble 60 forskjellige individer identifisert innenfor studieområdet. Den romlige fordelingen av prøvefunn som inngikk i fangst-gjenfangstmodellen er vist i **Fig. 20**.

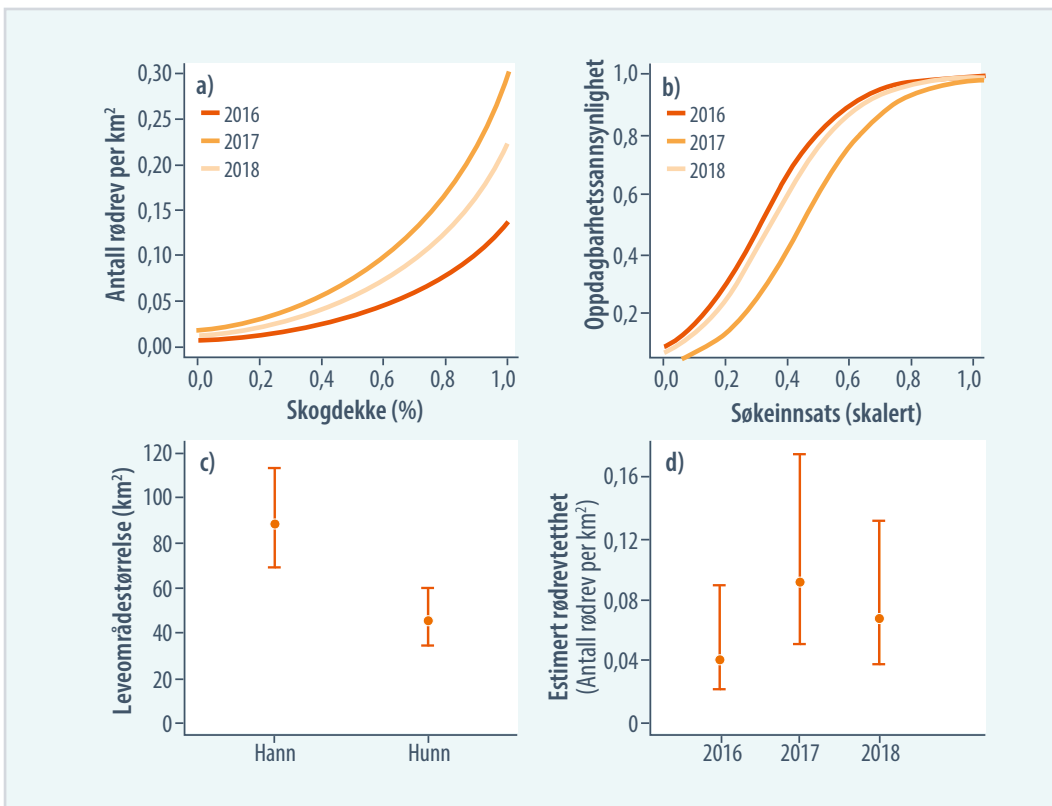


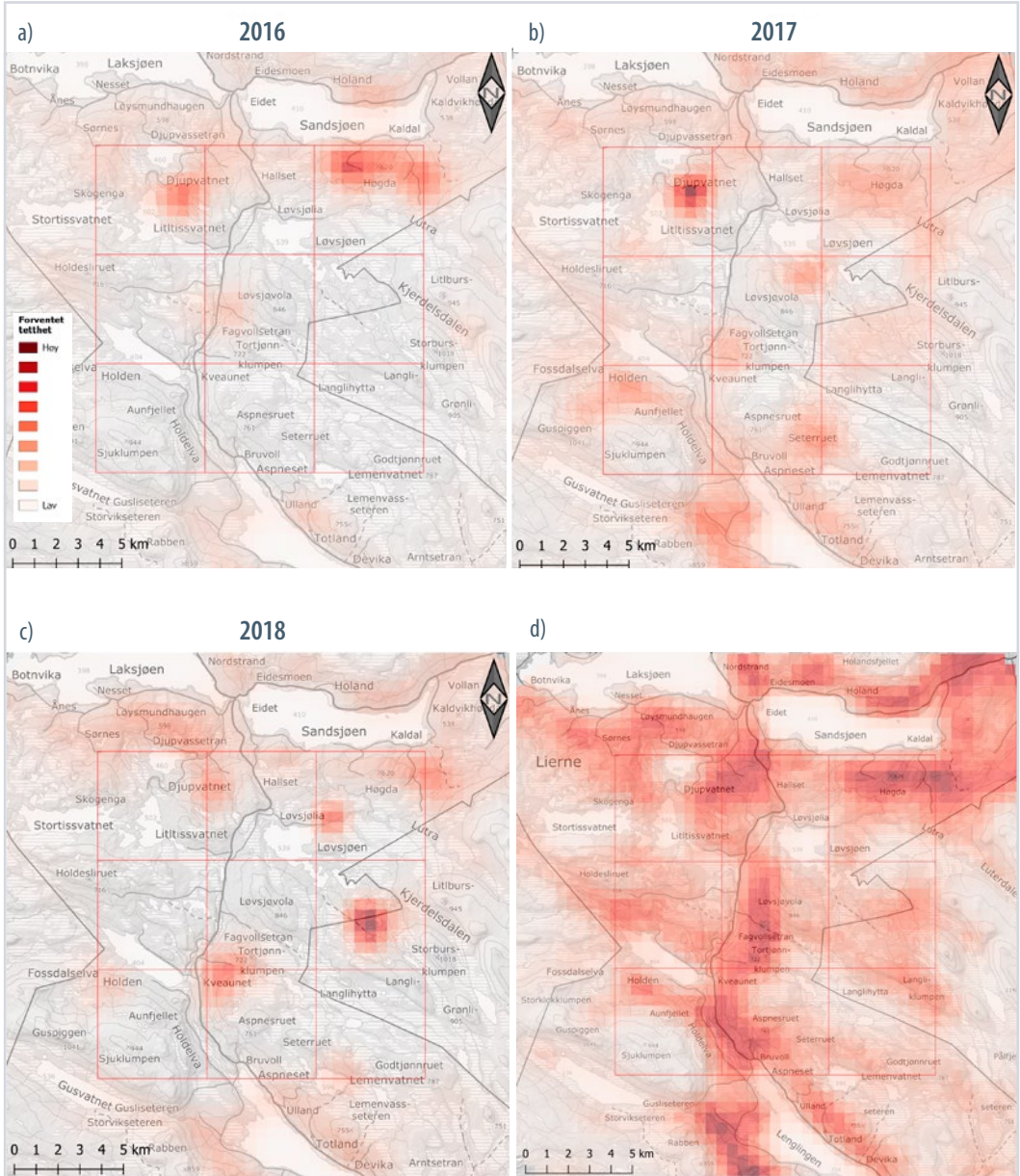
Innsamling av rødrevskre-
menter langs skuterløyper.
En bit av ekskrementene
legges forsvarlig på glass
med silica-gel for å trekke ut
fuktigheten og bevare prøven
på best mulig måte før DNA
kan hentes ut. Foto: Nils Vidar
Bratlandsmo

Basert på den romlige fangst-gjenfangst modellen beregnes bestanden av rødrev innenfor studieområdet på 225 km² i Lierne til 12 individer (95 % CI 6–23; CI = konfidensintervall, altså usikkerheten rundt estimatene) i 2016, 26 individer (95 % CI 15–46) i 2017 og 19 individer (95 % CI 11–34) i 2018. Beregnet tetthet av rødrev var knyttet til skogdekke, med høyere tettheter i skogsområder enn i åpne områder (**Fig. 21 a**). Modellen viste også en klar positiv effekt av søkeinnsats på sannsynligheten for oppdagbarhet, dvs. at sannsynligheten for å finne DNA-prøver var høyere i områder som ble søkt mest i (**Fig. 21 b**). Modellen viste videre at hanner brukte et 40 % større område enn tisper basert på beregnet leveområdestørrelse (km²) (**Fig. 21 c**). Beregnet antall rødrev per km² per år sees av **Fig. 21 d**.

Figur 21. Effekter av variabler i den romlige fangst-gjenfangst modellen. a) Effekt av skogdekke på rødrevtetthet per år. b) Effekt av søkeinnsats på den genetiske sannsynligheten for oppdagbarhet per år. c) Sammenheng mellom størrelse på leveområde (km²) og kjønn. d) Estimert tetthet av rødrev (antall rev per km²) per år.

Tettheten av rødrev var lavest i 2016 og signifikant høyere i 2017 enn i 2018 (**Fig. 22 a, b og c**). Forventet romlig tetthetsfordeling i studieområdet, beregnet fra den romlige fangst-gjenfangst modellen, er vist i **Fig. 22d**. Den forventede tettheten er høyere i lavereliggende områder, nært skog, bebyggelse og infrastruktur.





Figur 22. Estimert romlig tetthet av rødrev i Lierne 2016–2018 (panel a, b og c) basert på de innsamlende DNA-prøvene, samt forventet (predikert) tetthet av rødrev i Lierne over alle 3 år (panel d) ut fra den romlige fangst-gjenfangstmodellen.

2.2.4 Oppsummering

Resultatene fra dette pilotstudiet viser at strukturert DNA innsamling kan gi oss ny kunnskap om faktiske tettheter av rødrev og artens økologi.

Innenfor studieområdet var det omtrent 1 rødrev per 10 km². Tettheten av rødrev hadde en positiv sammenheng med skogdekke. Trolig er tilgangen til ressurser som byttedyr, hi og skjul, større og mer forutsigbar i områder med mer sammenhengende skog, sammenlignet med omkringliggende fjellskog-områder. Hannrever hadde en mer vidstrakt områdebruk enn tisper, i tråd med tidligere påviste kjønnsforskjeller hos rødrev basert på telemetristudier (Walton m.fl. 2017).

Arbeidet med dette delprosjektet ble satt igang for å teste ut metodikken og er gjort på relativt liten skala. Resultatene må derfor tolkes med forsiktighet. Rutinene rundt innsamling ble justert og forbedret underveis og forskjellene mellom år kan derfor ikke sammenliknes direkte. Forhåpentligvis kan denne ikke-invasive metoden bli benyttet på større skala for f.eks. å svare på spørsmål rundt endring i tetthet som følge av jaktuttak.

En fordel med fangst-gjenfangstmodeller sammenlignet med andre metoder, som for eksempel sportelling og viltkamera, er at de tar høyde for at alle individer i en bestand ikke blir påvist (såkalt ufullkommen oppdagbarhet). I dette tilfellet var det innsatsen, altså antall kilometer som ble kjørt/gått for å finne ekskrementer og urin, som hadde størst effekt på sannsynligheten for å oppdage individer. Modellene kan ut fra dette beregne antall individer som ikke ble oppdaget, og inkludere disse i tetthets- og bestandsberegningene.

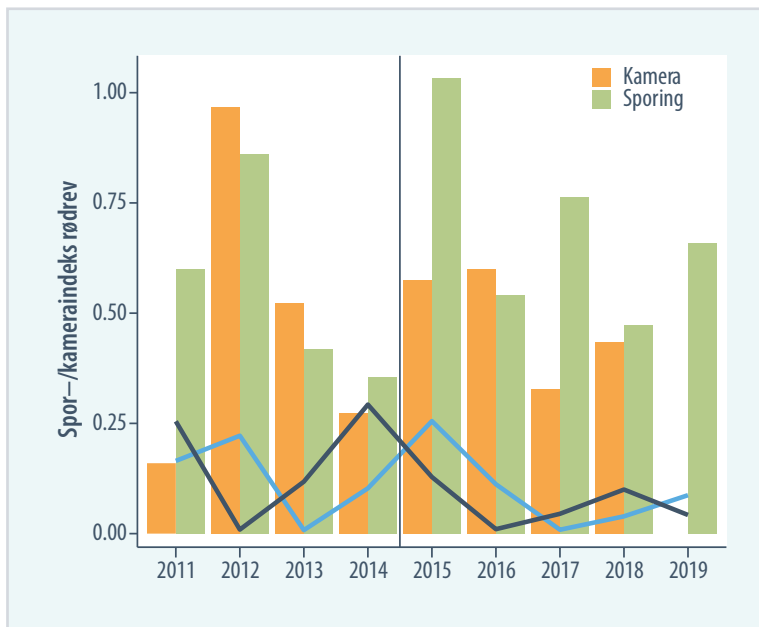
En mulig videreutvikling av denne metoden er å utvikle en tilpasset åpen romlig fangst-gjenfangst populasjonsmodell som bruker ikke-invasiv DNA-innsamling, som brukt her, i kombinasjon med DNA-innsamling fra skutte rever. Dette hadde trolig økt både presisjonen i tetthetsberegningene, og åpnet for muligheten til å beregne blant annet overlevelse og rekruttering (Ergon & Gardner 2014). Åpne populasjonsmodeller gjør dette på en bedre måte fordi de tar høyde for at rever kan bevege seg fritt over store områder. Slike modeller brukes i stor skala på større rovdyr i Skandinavia (Bischof m.fl. 2019), og kan også ha potensiale som overvåkningsmetodikk for mellomstore rovdyr som rødrev.

2.3 Evaluering av metoder for å estimere forekomst av rødrev

Lars Rød-Eriksen, Nina E. Eide, Lars K. Lindsø, Kristine R. Ulvund og Øystein Flagstad

Vi har hittil i **kapittel 2** presentert og diskutert ulike metoder som er benyttet i JiL-prosjektet for å skaffe oversikt over både relativ og faktisk bestandsstørrelse og -tetthet hos smårovilt. I dette delkapittelet sammenlikner vi de tre metodene benyttet for å vurdere forekomst av rødrev: snøsporing, kameraovervåking og DNA-innsamling. Vi vurderer her om de tre metodene gir samme indikasjoner på rødrevforekomst, og om enkelte metoder er bedre egnet under visse forhold enn andre.

Mår har, med et par unntak, kun vært observert gjennom snøsporing, noe som ikke har tillatt sammenlikning mellom metoder. Sammenlikningene er derfor kun gjort for rødrev. Data fra alle de tre metodene er ikke direkte sammenliknbare på grunn av ulikheter i romlig overlapp, og vi presenterer derfor sammenlikning av metodene parvis der disse overlapper i tid og rom, både i skog og fjell og mellom disse habitatene.

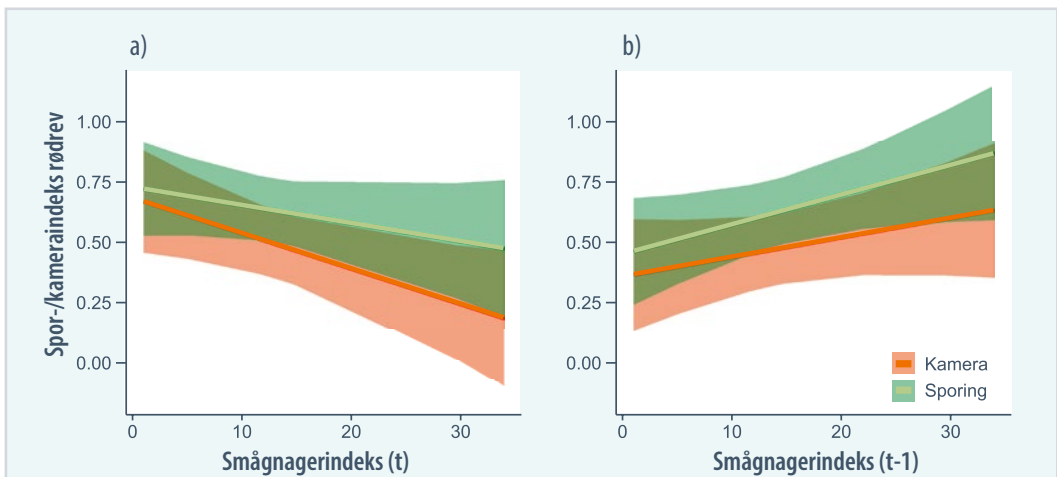


Figur 23. Triangelsporingsindeks (grønn søyle) og kamera-besøksindeks (rød søyle) for rødrev per år basert på data fra Felles Fjellrev-prosjektet. Sporingindeksene er beregnet som antall spor per år per kilometer taksering per spordøgn (antall døgn siden sist snøfall), mens kameraindeksen er beregnet som antall døgn med besøk av rødrev per totalt antall kameradøgn hvor åtet var synlig og tilstede (ikke oppspist). Svart linje indikerer relativ smågnagerfase inneværende år (t), mens blå linje er relativ smågnagerfase foregående år (t-1). Svart, loddrett strek indikerer oppstartsperioden til JiL-prosjektet.

2.3.1 Sammenlikning av kamera og sportriangler på fjellet (2011–2018)

Vi sammenliknet gjennomsnittlige sporindekser fra triangeltagsering og gjennomsnittlig kameraindeks per år 2011–2019 (se **Kap. 2.1** for utregning av indekser). Rådata viser at begge metodene fanger opp de generelle svingningene i rødrevindeksene (**Fig. 23**). Vi ser også at toppene i besøk på kamera og sporfrekvensen på senvinteren gjerne kommer året etter en sommer med smågnagertopp, når bestanden av smågnagere har krasjet.

For å se nærmere på forholdet mellom hver av de to metodene og smågnagersvingningene gjorde vi en enkel lineær regresjonsmodell for henholdsvis sporindeks og kameraindeks i interaksjon med smågnagerindeks (antall smågnagere per 100 felledøgn; O. J. Sørensen, upubl. data). Modellen for smågnagerindeksen i inneværende år (t) viser at begge de to metodene gir tilnærmet samme resultat, hvor indeksene avtar med økende smågnagerindeks (**Fig. 24a**). Dette skyldes trolig at antall rødrev er sterkere styrt av fjorårets ynglesuksess. Dette bekreftes av modellen som inkluderer fjorårets smågnagerindeks ($t-1$), der indeksene øker med økende smågnagerindeks (**Fig. 24b**). Igjen er begge metodene samsvarende, hvilket indikerer at begge metodene kan gi gode svar på den relative rødrevtettheten. Fra et økologisk perspektiv er det altså smågnagertettheten fra fjoråret ($t-1$) som forklarer forekomsten



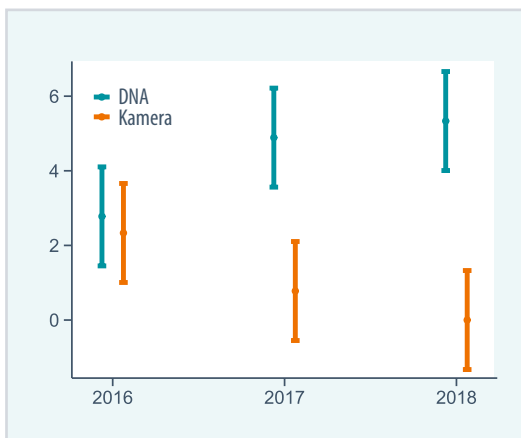
Figur 24. Resultat fra lineære regresjonsmodeller basert på indeksene vist i Fig. 23; a) Forventet (predikert) sporindeks og kameraindeks i relasjon til smågnagerindeks inneværende år (t); b) Forventet (predikert) sporindeks og kameraindeks i relasjon til smågnagerindeks foregående år ($t-1$).

av rødrev i år (t). Dette skyldes flere årsaker som vi kommer tilbake til i dette kapitlet, men i videre sammenlikninger mellom metoder vil vi benytte fjorårets smågnagertetthet (t-1) som sammenlikningsgrunnlag.

2.3.2 Sammenlikning av kameradata og identifiserte individer fra DNA-i skog (2016–2018)

For denne sammenlikningen tok vi utgangspunkt i de prøvene som ble samlet inn for DNA-analyser som beskrevet i **kapittel 2.2**, fordelt på de 9 kvadratene som utgjorde studieområdet (se **Fig. 19**). Dette overlapper med viltkameraene som ble benyttet i det samme studiet og som dekker de samme kvadratene. Vi beregnet derfor antall identifiserte individer fra DNA-prøvene innenfor hvert kvadrat per år, og sammenliknet med antall besøksdøgn av rødrev på kamera innenfor de samme kvadratene. Totalt benyttet vi 22 unike rødrevindivider i 2016, 28 i 2017 og 27 i 2018, med 21 dager med rødrevbesøk på kamera i 2016, 7 i 2017 og 0 i 2018.

Vi fant at antall rødrev-individer, basert på DNA-prøver, var høyere i år med få observasjoner av rødrev på kamera (**Fig. 25**). Et åte/kadaver, som vi benyttet til kameraene, er trolig av liten interesse når mengden smågnagere øker, fra lav forekomst i 2016 til middels i 2017 og 2018. En såkalt funksjonell og numerisk respons fra rødrev (dvs. kortere søketid etter mat, høyere matinntak og ikke minst flere rødrev produsert og/eller innvandret) i år med god tilgang på smågnagere vil trolig gi et større antall ekskrementer tilgjengelig for prøveinnsamling, slik som i 2017 og 2018 (**Fig. 25**). Vi må her legge til at usikkerheten i individgjenkjenningen basert på DNA-prøver var relativt høy i 2016

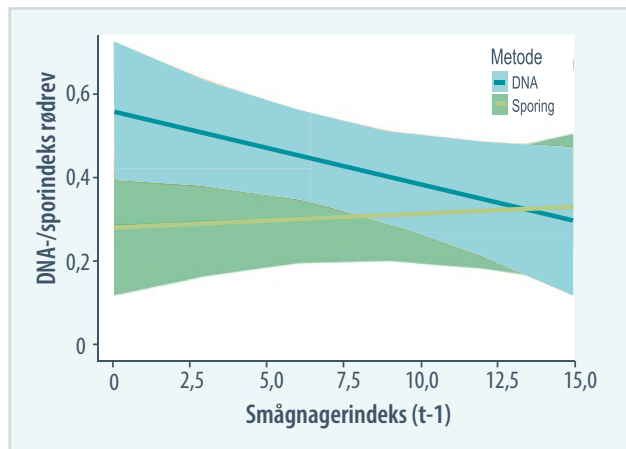


Figur 25. Sammenlikning av identifiserte rødrev-individer basert på DNA-innsamling og antall besøksdøgn av rødrev på kamera innenfor samme område som DNA-innsamlingen; figuren viser forventet (predikert) antall individer basert på DNA-analyser (grønt) og forventet antall besøksdøgn på kamera (rødt) fordelt per år (2016–2018) med innsamling av DNA.

sammenliknet med senere år (se også **kap. 2.2**), og at resultatene derfor må tolkes med forsiktighet. Den numeriske responsen, altså økt antall rødrev, når først toppen ut på høsten i et smågnagerår, og er ofte synlig gjennom vinteren og ut på våren året etter (når innsamling av data er gjort). Et åte/kadaver er nok av generelt mindre betydning i skogsområder enn i fjellområder, og da trolig også mindre egnet som metode for å måle bestandsendring (Gomo m.fl., innsendt manuskript).

2.3.3 Sammenlikning av snøsporingsdata og identifiserte individer fra DNA-i skog (2016–2018)

Ved sammenlikning av sporing gjort gjennom JiL-prosjektet i skogsområder med DNA-analysene fra tetthetsstudiet i perioden 2016–2018, fant vi tilsvarende mønster som i foregående analyse (kamera mot DNA), dvs. en nedgang i antall individer gjenkjent fra DNA mens sporindeksen gikk opp med økende smågnagerforekomst i foregående år (t-1) (**Fig. 26**). Dette er som forventet ut fra samsvaret mellom kamera- og snøsporingsindekser som vist i foregående analyser. Noe av den samme forklaringen finnes nok også her, hvor aktivitetsnivået (gjennom matsøk) til rødreven øker i år med færre naturlige byttedyr tilgjengelig, og således gir flere spor og høyere sporindekser i inneværende år, men et omvendt mønster i forhold til smågnagertettheten foregående år.



Figur 26. Sammenlikning av antall individer gjenkjent fra DNA (rød linje) og sporindeks fra JiL-prosjektet for rødrev i perioden 2016–2018. Merk at antall gjenkjente individer fra DNA er delt på 10 for å kunne sammenliknes visuelt med sporindeksen. Smågnagerindeksen gjelder inneværende år (t).

2.3.4 Sammenlikning av kameradata i skog (2016–2018) og fjell (2015–2018)

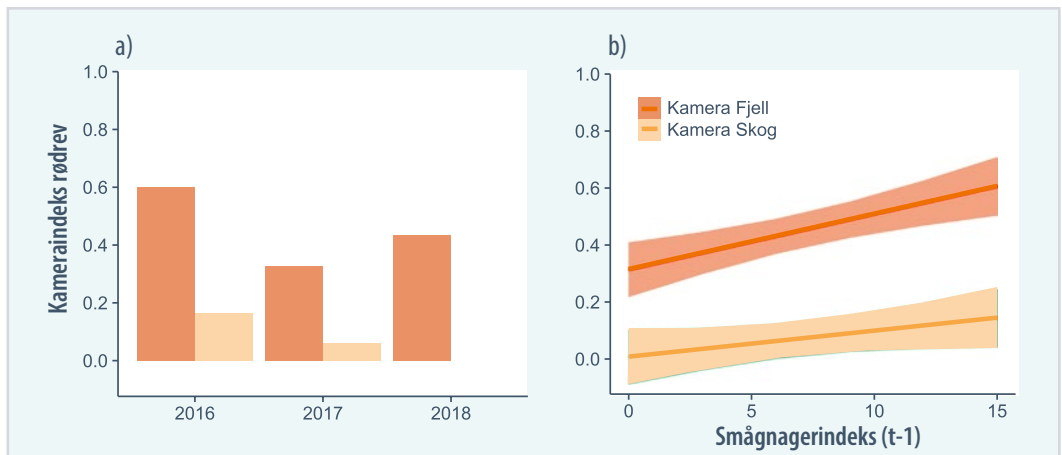
Det var relativt få observasjoner av rødrev på kameraene i skogsområdet i 2016–2018, med 0 observasjoner i 2018 når smågnagerforekomsten hadde en lokal topp. Rådataene viste en noe høyere kameraindeks for rødrev i fjellet enn i skogen i alle år (Fig. 27a). En lineær modell for kameraindeks for skog og fjell mot smågnagerindeks foregående år ($t-1$) viste tilsvarende mønster som for sammenlikningen av kamera og sporindeks i fjellet (se Fig. 24b), dvs. at begge kameraindeksene økte med økende smågnagerindeks foregående år (Fig. 27b).

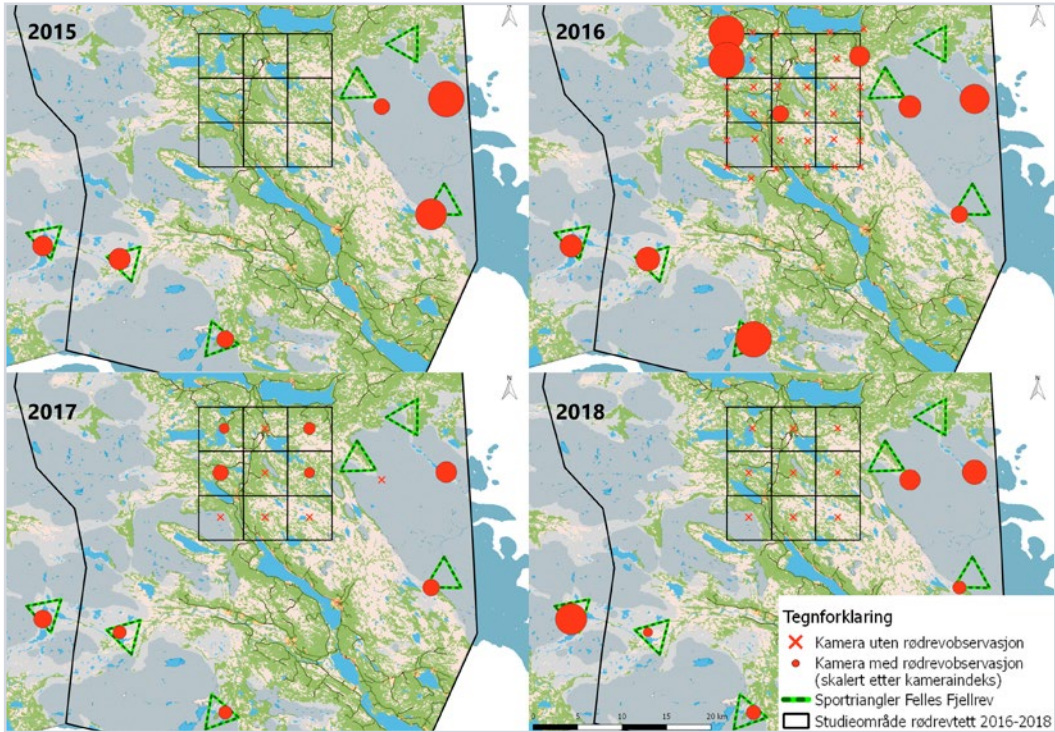
En enkel fremstilling av kameraindeks på rødrev mellom fjell og skog viser at forekomsten av rødrev var relativt høy i fjellet i 2015, og høy i både skog og fjell i 2016 (Fig. 28). Tettheten av smågnagere hadde en topp i 2014, med en nedgang i 2015 og et bunnår i 2016. Smågnagerforekomsten økte i 2017 til et lokalt toppår i 2018, mens forekomst av rødrev på kamera gikk ned i 2017. I 2018 var forekomst på kamera noe høyere enn 2017 i fjellet, mens det i skogen ikke ble observert rødrev. Dette kan indikere, som tidligere nevnt, at rødrev har godt med alternative byttedyr-ressurser tilgjengelig i skogsområder i smågnagerår, mens et åte/kadaver fremdeles kan være attraktivt i relativt mer marginale fjellområder selv i smågnagerår.

2.3.5 Sammenlikning av sporingsdata i skog og fjell (2015–2019)

Vi gjorde også en sammenlikning mellom sporingsdataene fra JIL-prosjektet i skogsområder og sporingsdata fra Felles Fjellrev-prosjektet i fjellområder. Som nevnt innledningsvis i **kapittel 2** er det en utpreget forskjell i sporingsmetodene

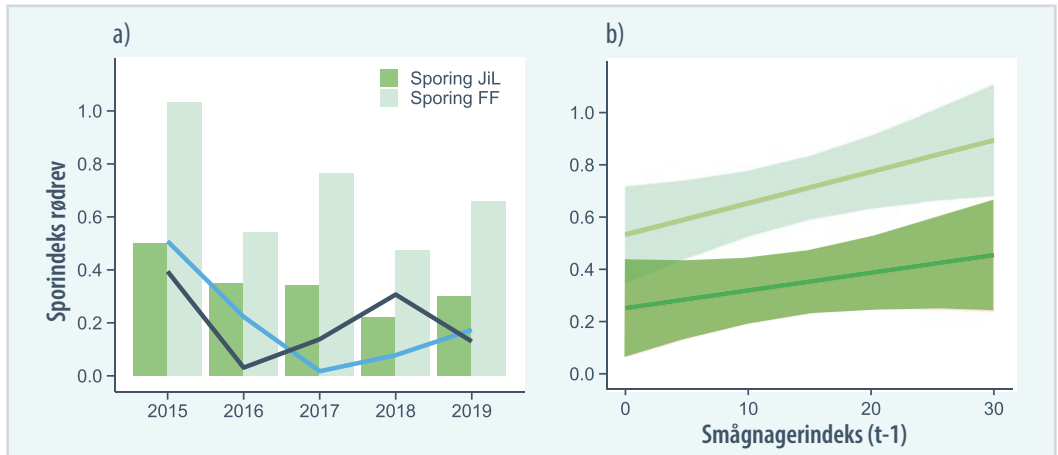
Figur 27. Sammenlikning av kameraindeks for rødrev i fjell (rød) og skog (lys orange); a) rådata fra kamera (antall døgn med besøk av rødrev delt på antall kameradøgn med åte tilstede); b) resultat fra en lineær modell som viser forventet (predikert) kameraindeks i forhold til smågnagerforekomst i foregående år ($t-1$).





Figur 28. Kameraindeks for kamera i skog (kvadrat; fra studiet på rødrevtetthet) og fjell (Felles Fjellrev) i perioden 2015–2018. Merk at studiet på rødrevtetthet ikke ble startet før i 2016. Relativ forekomst av rødrev basert på kameraindeks (antall døgn med rødrevbesøk delt på antall kameradøgn med åtte tilstede) er fremvist som røde sirkler, skalert etter relativ forekomst (mellom 0 og 1). Røde kryss indikerer at kameraet ikke hadde rødrevobservasjoner. Grønn-stiplede triangler er sportrianglerne i fjellet (fra Felles Fjellrev).

som er benyttet i henholdsvis skog- og fjell-habitat, og kanskje er det et resultat av det vi observerer her. Rådataene viser en generelt høyere sporindeks i fjellområdene (**Fig. 29a**). Dette kan skyldes metodiske forskjeller (sporingslinjer vs. sportriangler), men også høyere behov for matsøk i fjellet, og således økt aktivitetsnivå og sporfrekvens, enn i mer ressursrike skogsområder. En lineær regresjonsmodell mot fjorårets smågnagerindeks ($t-1$) viser likevel en tilsvarende tendens som for øvrige spor- og kameraindeks, hvor indeksene øker med økende smågnagerforekomst (**Fig. 29b**). Dette tyder på at begge sporingsformene kan fange opp den underliggende bestandsutviklingen hos rødrev i forhold til eksempelvis smågnagerforekomst, som vist her. En direkte sammenlikning av rødrevforekomst fra år til år mellom de to sporingsformene er derimot ikke tilrådelig, da de relative indeksene kan variere sterkt grunnet de metodiske utfordringene beskrevet innledningsvis i **kapittel 2**. Sammenlikning mellom så forskjellige habitater som skog og fjell synes også å være vanskelig.



Figur 29. Sporindekser for JIL-transekter (grønn) og Felles Fjellrev-transekter (lysgrønn) i perioden 2015–2019; a) Rådata for de to sporsingsområdene, med relativ smågnageforekomst i inneværende (svart linje) og foregående (blå linje) år; b) Forventet (predikert) sporindeks i forhold til smågnageforekomst foregående år for JIL-transekter (rød) og Felles Fjellrev-transekter (grønn).

2.3.6 Oppsummering

Selv om vi her har brukt enkle lineære regresjonsmodeller for å se på sammenhengen mellom rødrevindekser fra ulike metoder og smågnagerforekomst, så viser resultatene likevel en høy grad av samsvar mellom metodene. Det er svært tydelig at smågnagerforekomst spiller en viktig rolle for aktivitetsnivå og matsøk hos rødrev, og således i hvor stor grad metodene fanger opp den faktiske forekomsten av rødrev i områdene. Dette ser også ut til å variere noe mellom habitater (skog og fjell), med generelt høyere spor- og kamerabesøksindekser i fjellet enn i skogen.

Snøsporing- og viltkameraindekser ser ut til å være sensitive til aktivitetsnivået hos rødreven i den forstand at rødreven er mer aktiv i matsøket (spor) og benytter alternative matkilder (åte) i år med lavere forekomst av primærføde (smågnagere), og i større grad i fjellområder enn i skogområder. Således vil de to metodene trolig gi høyere indekser i år med lite smågnagere mens det reelt er et lavere antall rødrev. Disse metodene, når benyttet på senvinteren, bør derfor vurderes opp mot sommer-/høstforekomst av smågnagere i foregående år. Systematisk innsamling av DNA-prøver kan derimot gi et mer nøyaktig øyeblikksbilde av antall rødrev i et avgrenset område, og gjenspeile den faktiske tettheten.

DNA-analyser er imidlertid kostbare, og omfattende søk etter ekskrementer, urin eller hår/vev krever betydelig feltinnsats. Lengre tidsserier med innsamlede data for de ulike metodene er nødvendig for å vurdere nødvendig minimumsinnsats, romlig omfang og hvorvidt det kan finnes kombinasjoner av ulike metoder som kan gi tilfredsstillende svar med et minimum av ressursbruk og innsats.

2.4 Demografi hos skutte rødrev

Lars Rød-Eriksen, Kristine R. Ulvund, Ida W. Myran og Nina E. Eide

Aldersstruktur og kjønnsfordeling er viktige demografiske parametere som kan gi innsyn i bestandssammensetningen hos en art, og som benyttes blant annet til å vurdere effekter av tiltak, slik som for eksempel hos hjortevilt i Norge (Solberg m.fl. 2015). I dette delkapittelet presenterer vi resultater fra obduksjon av rødrevskrotter fra Lierne innlevert til NINA i perioden 2011 - 2019, for å vurdere hvorvidt regelmessig avskyting, som et tiltak over flere år, har påvirket rødrevbestanden i Lierne.

2.4.1 Skutte rev og antall jegere

Til sammen ble 716 rødrevskrotter fra Lierne i perioden 2011 - 2019 levert inn til obduksjon og analyse. Disse ble i hovedsak skutt på åte (591; 83 %), mens de resterende enten ble jaktet med hund (49; 7 %), gjennom smyg-/lokke-/hijakt (31; 4 %) eller hadde avgått av andre årsaker (påkjørt, tatt av rovdyr m.m.). Totalt 122 jegere stod for innleveringen av disse skrottene, hvorav 22 jegere skjøt flere enn 10 rødrev i løpet av perioden og stod for 64 % av alle innleverte skrotter. Fordeling av innleverte rødrev, antall unike jegere og antall rødrev skutt per jeger per år sees av **Tabell 3**. Tabellen viser at antallet jegere var noe høyere de første to årene enn de resterende årene, mens antallet rev skutt per jeger har holdt seg relativt stabilt (gjennomsnitt 2,3) gjennom hele perioden.

Tabell 3. Oversikt over antall innleverte rødrevskrotter per år fra Lierne til NINA for obduksjon i perioden 2011–2019, samt antall unike jegere og antall rev skutt per jeger. «År» refererer til det året revene ble skutt. Merk at 6 rever er fjernet fra oversikten pga. manglende informasjon.

År	Antall rev	Antall jegere	Rev/jeger
2011	106	46	2,3
2012	167	54	3,1
2013	74	29	2,6
2014	51	30	1,7
2015	80	38	2,1
2016	80	39	2,1
2017	50	20	2,5
2018	50	25	2,0
2019	52	26	2,0

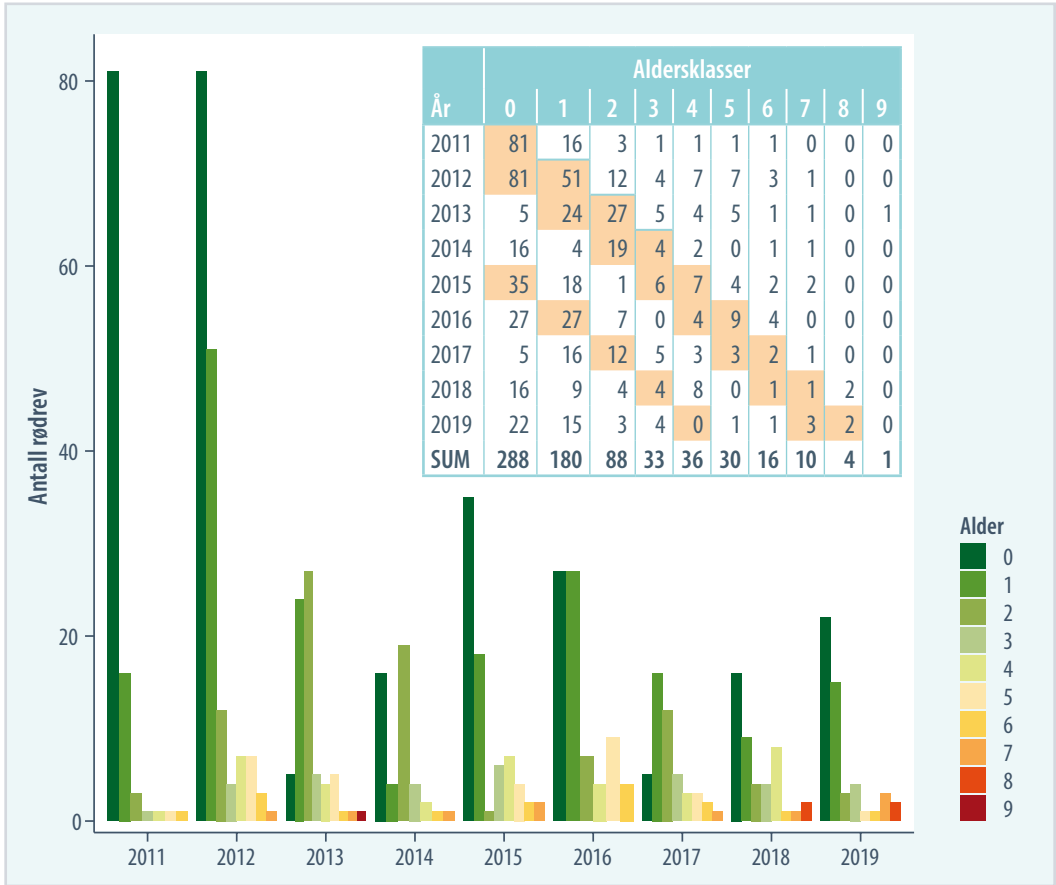
2.4.2 Fysiologiske parametere

Obduksjon av skrottene inkluderte registrering av 1) kjønn, 2) kroppslengde uten hale (cm), hale (cm), 3) kroppsvekt (gram) og 4) fettmengde som et mål på kondisjon (indeksert på en skala fra 1 = lite til 4 = mye fett rundt organer). Hjørnetennene ble snittet for å kunne bestemme alder på individene. 702 rever kunne bestemmes til kjønn, hvorav 368 (52 %) var hanner og 334 (48 %) tisper. Gjennomsnittlig vekt (n = 700) var 6045 gram for hanner og 5274 gram for tisper, mens gjennomsnittlig kroppslengde (n = 696) uten hale var 72,5 cm for hanner og 68,9 cm for tisper. Av de 635 revene som fikk vurdert kondisjonen basert på fettmengde rundt indre organer var 60 % i normal kondisjon (indeks 2), uten nevneverdig forskjell mellom kjønn. 6 % av revene var avmagret (indeks 1), mens 27 % hadde god kondisjon (indeks 3). 7 % av revene var svært velfødd (indeks 4). Gjennomsnittsverdiene for disse parameterne fordelt på år og kjønn er gjengitt i **Tabell 4**. Tabellen indikerer at rekrutteringen til bestanden, basert på alder, var sterkere i år med høy forekomst av smånagere, med noe lavere gjennomsnittsalder på spesielt hanner i år med mye smånagere. Dette er særlig tydelig etter 2011, som var et uvanlig høyt toppår for smånagere.

Til sammen 686 rev ble aldersbestemt (fra perioden 2011–2019), og aldersstrukturen viste en tydelig effekt av smånagersykluser på antallet avgåtte rødrever i de yngre aldersklassene (**Tabell 5**). Denne variasjonen sees tydeligere i en grafisk fremstilling av aldersklassene per år (**Fig. 30**).

Tabell 4. Gjennomsnittlig vekt, kroppslengde, fettmengde (1-4, lite til svært mye) og alder for rødrev skutt på åte i Lierne per år i perioden 2011–2019. De fysiologiske parameterne er fordelt etter år og kjønn. SGI = gjennomsnittlig smånagerindeks per år for Lierne (antall smånagere per 100 felledøgn; O. J. Sørensen, upubl. data).

År	Vekt (g)		Kroppslengde (cm)		Fett (indeks)		Alder (år)		SGI
	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	
2011	6094	5033	68,2	63,4	2,31	2,44	0,36	0,43	29,81
2012	6444	5425	70,6	67,5	2,74	2,51	0,79	1,36	1,06
2013	6138	5412	71,3	67,5	2,34	2,32	1,84	2,32	13,66
2014	5892	5148	72,1	68,6	2,12	1,96	1,08	2,33	33,91
2015	6298	5384	73,2	70,6	2,20	2,29	1,31	1,67	14,87
2016	5870	5080	75,8	70,7	2,14	2,24	1,83	1,44	1,17
2017	5741	5446	71,8	70,5	2,22	2,14	1,88	2,46	5,21
2018	6056	5564	75,5	71,6	2,31	2,53	2,50	1,60	11,58
2019	5871	4972	74,4	70,1	2,00	2,00	1,32	1,91	4,90
GJ.SNITT	6045	5274	72,54	68,94	2,27	2,27	1,44	1,72	



Tabell 5 og Figur 30. Antall avgåtte rødrev per år fordelt på alder. Aldersklasse 0 gjelder rev som ble født ved inngangen til inneværende jakt sesong (15.07–15.04). Celler markert med gult representerer kohorter (aldersklasser) med utspring i spesielt gode smånagerår (2010-2011 og 2014).

2.4.3 Statistiske analyser

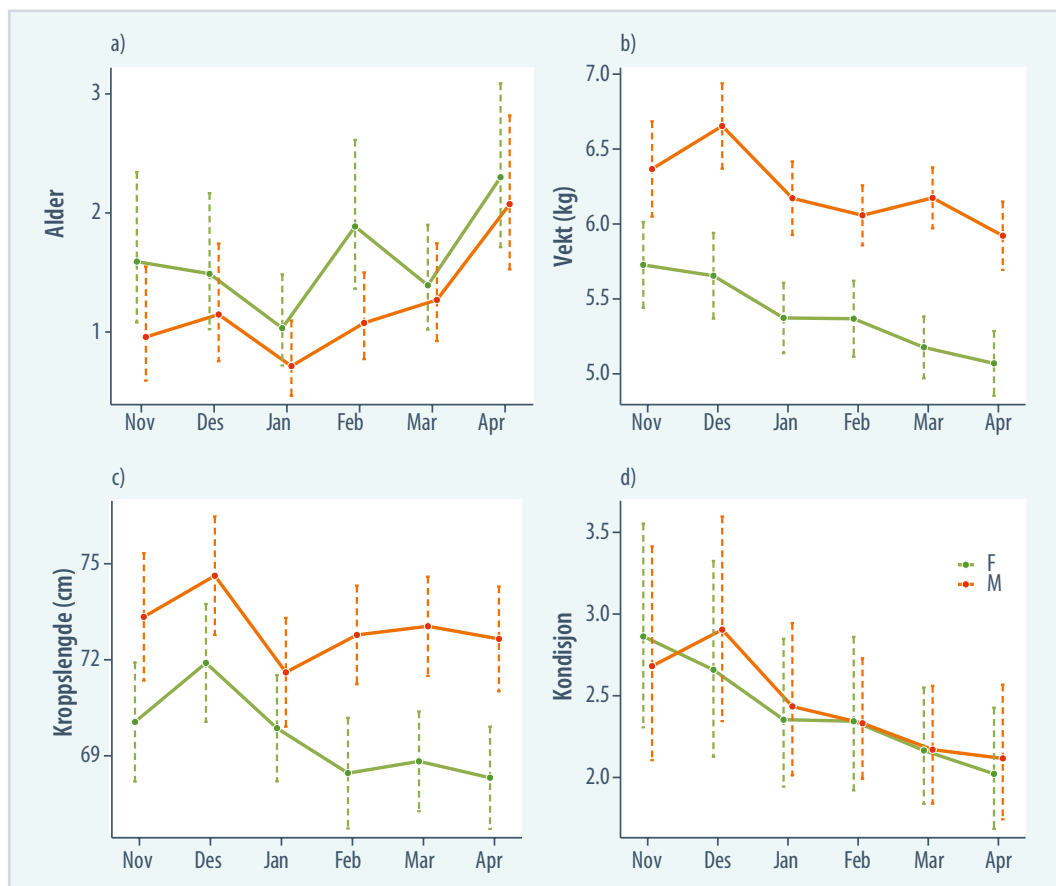
Vi utførte enkle lineære regresjonsanalyser med såkalte GLMM-modeller (se f.eks. Harrison m.fl. 2018 for nærmere innblikk i disse modellene) for de ovennevnte parameterne for å blant annet vurdere effekten av jaktintensitet på bestanden av rødrev. Vår hypotese var at dersom det jaktet hardt i et område over tid vil det trolig bli flere yngre hanner i dette området på grunn av innvandring fra omkringliggende områder. Det er vel kjent at hanndyr vandrer ut i større grad enn tisper (Gosselink m.fl. 2010), såfremt det er god rekruttering i omkringliggende rødrevbestander.

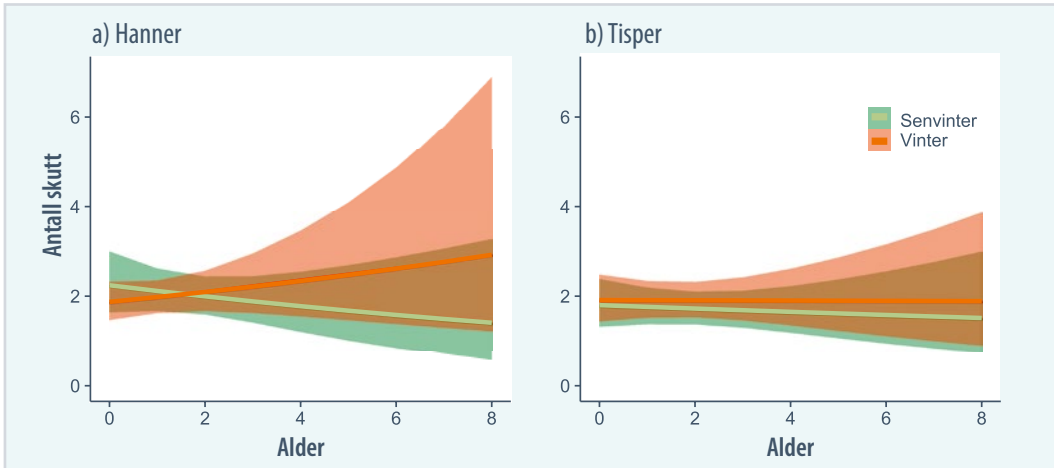
Alle modellene ble korrigert for årsforskjeller ved å inkludere år som en såkalt tilfeldig («random») variabel. Kort forklart vil denne variabelen ta hensyn til variasjonen i de gjentatte målingene som er gjort for hver av de fysiologiske parameterne over flere år.

I de første modellene vurderte vi effekten av tidspunktet rødrevne var skutt gjennom vinteren (månedene november til april) på henholdsvis alder, vekt, kroppslengde og kondisjon (Fig. 31). Vi vurderte også ulikheter i disse parametrene mellom kjønn. For alle rødrevne samlet fant vi at gjennomsnittsalderen økte for begge kjønn utover våren (Fig. 31), som viser at de unge revne går tidlig på åtet og derfor tas ut først, at kroppslengden ikke varierte nevneverdig (Fig. 31c), mens både vekt og kondisjon gikk ned gjennom vinteren (Fig. 31b og d). Sistnevnte var som forventet, da rødreven nødvendigvis tærer på fettlageret gjennom vinteren.

Vi testet den samme modellen på et datasett avgrenset til JIL-prosjektperioden (2015–2019), og fikk tilnærmet identiske svar. Når vi derimot modellerte antall rødrev skutt per åte (n = 54 åter) opp mot gjennomsnittsalder og kjønn fant vi at det var en liten tendens til at det ble skutt flere yngre hann-rever på

Figur 31. Forventet (predikert) alder (a), vekt (b), kroppslengde (c) og kondisjon (d) gjennom vintermånedene basert på innleverte skutte rødrev fra Lierne i perioden 2011–2019. Grønne linjer er tisper (F), mens røde linjer er hanner (M). Loddrette streker angir usikkerheten innenfor et 95 % intervall.





Figur 32. Forventet (predikert) antall rødrev skutt per åte (uavhengig av år) i forhold til alder, fordelt på tidlig vinter (november–februar) og senvinter (mars–april) for a) hanner og b) tisper. Prediksjonene er basert på en GLMM-modell (Poisson) med år som tilfeldig («random») variabel.

senvinteren (mars og april) enn tidligere på vinteren (november til februar; **Fig. 32a**). Hos tispene var det ingen forskjell (**Fig. 32b**). I tråd med hva vi forventet kan dette indikere en effekt av intensiv jakt gjennom vinteren, uavhengig av år, hvor yngre hanner på vandring kommer inn når de stedegne eldre individer skytes ut. Uttak av eldre territorielle individer kan medføre en høyere tetthet av yngre individer, som faktisk fører til en høyere tetthet.

2.4.4 Oppsummering

Det har jevnt over vært høy utskytning av rødrev i Lierne siden 2011, med gjennomsnittlig 2,3 rødrev skutt per jeger per år. Revene var i stor grad jevnt fordelt mellom kjønn, og i god kondisjon basert på fettlagrene. Dette indikerer at rødrevbestanden i Lierne er godt etablert og har god tilgang på mat gjennom hele året.

Vi kan ikke konkludere ut fra denne undersøkelsen hvorvidt rødrevbestanden i Lierne har endret seg gjennom JIL-prosjektperioden, og det er heller ingen klare tendenser til endringer i aldersstrukturen hos rødrev. Aldersstrukturen er også påvirket av flere faktorer, i hovedsak tilgang på byttedyr. Det er en tendens til at flere yngre individer blir skutt i år som følger en smånagertopp, noe som logisk følger en numerisk respons på økt tilgang på mat og således økt ynglesuksess. Vi fant at utskytningen av rev gjennom vinteren kan medføre økt innvandring av yngre hanner, trolig grunnet uttak av eldre territorielle individer. Dette er forventet i områder med god tilgang på ressurser, og kan også indikere et innvandringstrykk fra nærliggende områder. Dette bør undersøkes videre, for å dokumentere hvorvidt det forekommer langtidseffekter på bestanden av rødrev.



Jakt på rødrev. Foto: Tormod Bruce Solstad



Lirype på reir. Foto: Viltkamera Nord/NINA

3 Lokale hønefuglbestander før og under Jakt i Lierne

Pål F. Moa, Erlend B. Nilsen, Lasse F. Eriksen, Bjørn R. Hagen og Nils V. Bratlandsmo

Et av spenningspunktene i prosjektet har vært om økt uttak av smårovilt har ført til større bestander av hønefugl lokalt. Tiltakene må ha ført til lavere predasjon på enten egg-, kylling- og/eller voksenfuglstadiet hos hønefuglartene. Dette har også vært undersøkt tidligere, og i en sammenstilling av resultater fra 11 ulike undersøkelser på effekter av økt uttak av smårovilt på hønefugl, konkluderer Kämmerle & Storch (2019) at uttak kan ha en positiv effekt på overlevelse og/eller produksjon. Dette forutsetter at uttaket er godt planlagt, planmessig gjennomført og av tilstrekkelig omfang og varighet. Her i Norge vil nok noen kjenne til to av studiene som inngikk i denne sammenstillingen; det eksperimentelle studiet til Marcström m.fl. (1988) på to øyer i Østersjøen (Sverige), samt fastlandsforsøket fra Finland på midten av 1990-tallet (Kauhala m.fl. 2000).

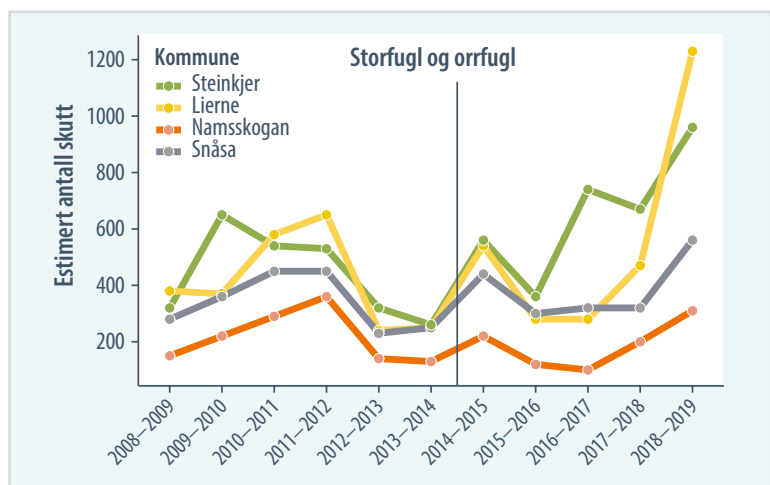
I Lierne har man i mange år systematisk samlet inn data knyttet til hønefuglenes bestandssituasjon. For det første har man, gjennom den årlige rapporteringen til SSB og til respektive grunneiere/rettighetshavere, tilgang til årlige avskytningstall for hele kommunen eller enkelteiendommer (inkludert statsallmenningene). Videre har det på statsallmenningsgrunn siden 2006 vært gjennomført systematiske lirypetakseringer etter standard metodikk. Til sist har det vært samlet inn data i forbindelse med flere forskningsprosjekter. I perioden fra 2010 har det vært plassert ut viltkamera for å overvåke reirene til storfugl, orrfugl og lirype. For lirype har det siden 2015 vært gjennomført forskning basert på radiomerkede ryper (prosjektet *Lirypas økologi i et skiftende klima*). Foruten å gi informasjon om hekkesuksess, gir dette oss også informasjon om årlig overlevelse for voksne fugler, samt en oversikt over dødsårsaker hos disse rypene. I dette kapittelet vil vi gi en gjennomgang av de viktigste resultatene.

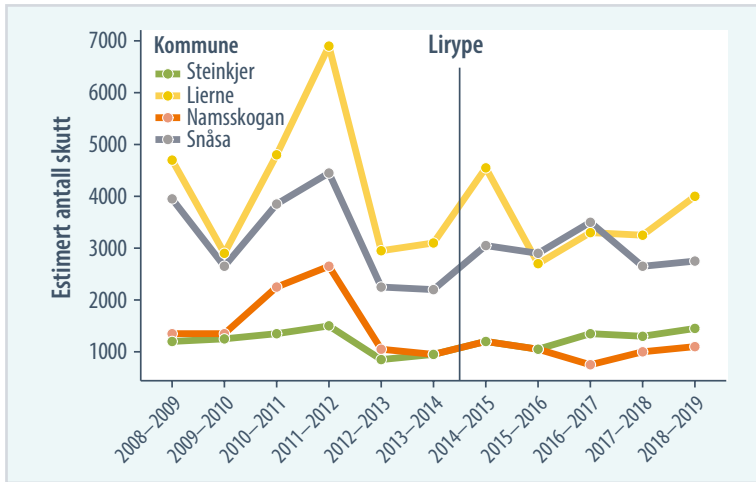
3.1 Utvikling i fellingsstatistikk på skogsfugl og lirype

Basert på den offisielle avskytningsstatistikken (tilgjengelig via SSB) ser man hvordan antall felte storfugl, orrfugl og liryper har utviklet seg på kommunenivå fra jaktseasonen 2008/2009 fram til 2018/2019. Slik avskytningsstatistikk gir derimot ikke et nøyaktig bilde på bestandsstørrelsen, da det er mange faktorer utover bestandstettheten til den aktuelle arten som avgjør utbyttet. For eksempel vil endringer i kvoter og andre reguleringer kunne påvirke antallet felte fugl. Hvor mange jegere som jakter i de ulike sesongene, og hvor mange dager hver jeger er ute på jakt, vil selvsagt også spille inn. Tall på jaktrykk (jegerdagsverk) fra statsallmenningene i Lierne er tilgjengelig for liryper for de første ukene av rypejakta (regulert periode). Siden slike tall ikke er tilgjengelig for alle arter i hele jaktseasonen og for hele kommunen har vi ikke inkludert denne informasjonen i fremstillingene.

Selv om man skal være varsom med å tolke trendene fra disse dataene som en direkte respons på eventuelle endringer i bestandstetthet hos smårovvilt, så er det interessant å se nærmere på denne fremstillingen for Lierne og sammenlikningskommunene Snåsa, Namsskogan og Steinkjer (som ikke har gjennomført tilsvarende smårovviltprosjekt som Lierne). Fellingsstatistikken viser at det er liten forskjell i relativ endring i avskytningsstallene for skogsfugl (storfugl og orrfugl samlet; **Fig. 33**) og liryper (**Fig. 34**) mellom Lierne og sammenlikningskommunene i hele perioden. Dette gjelder også etter oppstart av JIL-prosjektet, med unntak av jaktseasonen 2018/19 der økningen er betydelig større på skogsfugl i Lierne (økning på 162% fra sesongen før) og noe større på liryper (23% økning).

Figur 33. Oversikt over antall storfugl og orrfugl (samlet) estimert felt i Steinkjer, Lierne, Namsskogan og Snåsa for jaktseasonene 2008/2009 - 2018/2019. Oppstart av JIL-prosjektet er markert med svart loddrett strek. Kilde: ssb.no.





Figur 34. Oversikt over antall lirype estimert felt i Steinkjer, Lierne, Namsskogan og Snåsa for jaktseasonene 2008/2009 - 2018/2019. Oppstart av JIL-prosjektet er markert med svart loddrett strek. Kilde: ssb.no.

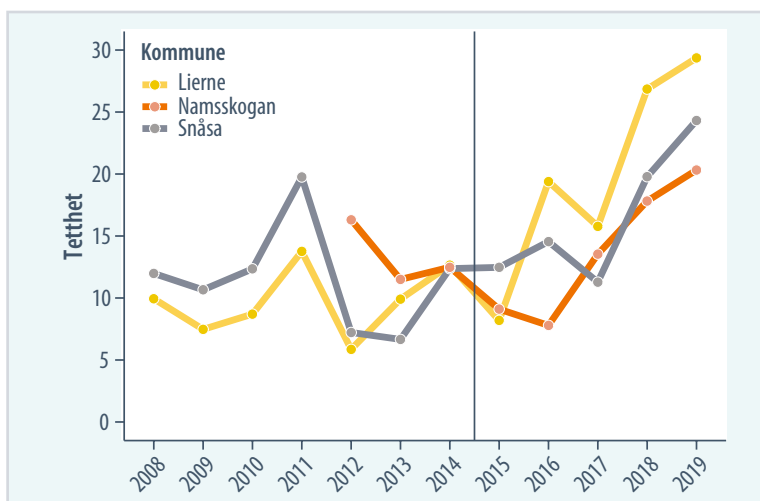
3.2 Utvikling i taksert tetthet og produksjon hos lirype

Bruk av linjetakseringer for å overvåke endringer i lirypebestanden er en godt etablert metode (se f.eks. Kvasnes m.fl. 2019). I Lierne startet linjetaksering av lirype på statsallmeningsgrunn opp i 2006, og har blitt gjennomført hvert år etter dette. Takseringene gjennomføres ved at et takseringslag følger forhåndsbestemte linjer i terrenget, med en løs fuglehund som avsøker terrenget rundt linja. Dersom dette gjennomføres riktig sees en avtagende sannsynlighet for å oppdage ryper jo lengre bort fra linja man kommer. Denne informasjonen benyttes så i en type statistiske modeller, som på norsk gjerne blir kalt «avstandsmetoden» (på engelsk «Distance sampling»), til å beregne tetthet av ryper (antall ryper per kvadratkilometer). Dersom dette gjøres over flere år oppnås en god oversikt over tetthetsendringer i bestanden. Siden også kjønn og alder (kylling og voksne) registreres for de observerte ryperne, kan man beregne årets produksjon av kyllinger. Dette benyttes vanligvis som et mål på hvor god eller dårlig hekkeseongen har vært.

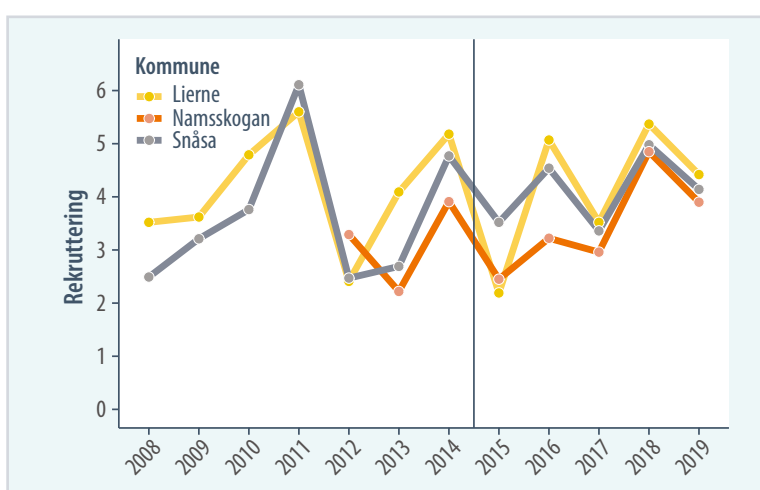
Selv om takseringslinjene som ligger til grunn for resultatene ikke dekker hele Lierne kommune (kun statsallmeningsgrunn), antas de likevel å gi et godt mål på utviklingen i lirypetetthet og -produksjon i kommunen. Statsallmeningsarealet i Lierne dekker ca. halvparten av hele utmarksarealet i kommunen, og Fjellstyra i Lierne har et etablert takseringsopplegg. Under siste taksering i dette området (høsten 2019) ble totalt 64 takseringslinjer gått, med en samlet lengde på 217 km. Av takseringsresultatene på lirype fremgår det at det i perioden før oppstart av JIL-prosjektet ikke var noen systematisk endring i den estimerte lirypetettheten

(Fig. 35). Disse årene i forkant preges av relativt store forskjeller i tetthet, men med generelt lavere tettheter i Lierne enn i sammenlikningskommunene. I perioden etter oppstart av JIL-prosjektet (høsten 2014) har det imidlertid vært en relativt markert økning i den takserte bestanden i Lierne. En lignende økning er også synlig for sammenlikningskommunene Namsskogan og Snåsa (statsallmenningsdata) i den samme perioden, med generelt høyere tettheter i Lierne. Gjennomsnittlig årlig tetthet i Lierne før oppstart av JIL-prosjektet (2008-2014) var 9.75 rypere per km², mens gjennomsnittlig tetthet etter oppstart (2015-2019) var 19.91, altså en økning på 104 %. Tilsvarende for Snåsa var en økning på 42 %. Det er her viktig å merke seg at selv om tettheten gjennomgående har økt etter prosjektstart, så er dette ikke tilfellet når det gjelder produksjonen (antall kyllinger per rypepar om høsten; Fig. 36).

Figur 35. Estimert lirype tetthet (ryper per km²) basert på data fra de årlige linjetakseringene på statsallmenningsgrunn i Lierne, Namsskogan og Snåsa. Loddrett strek indikerer oppstartsperioden for Jil-prosjektet.



Figur 36. Estimert produksjon (antall kyllinger per voksne par) av lirype basert på data fra de årlige linjetakseringene på statsallmenningsgrunn i Lierne, Namsskogan og Snåsa. Loddrett strek indikerer oppstartsperioden for JIL-prosjektet.



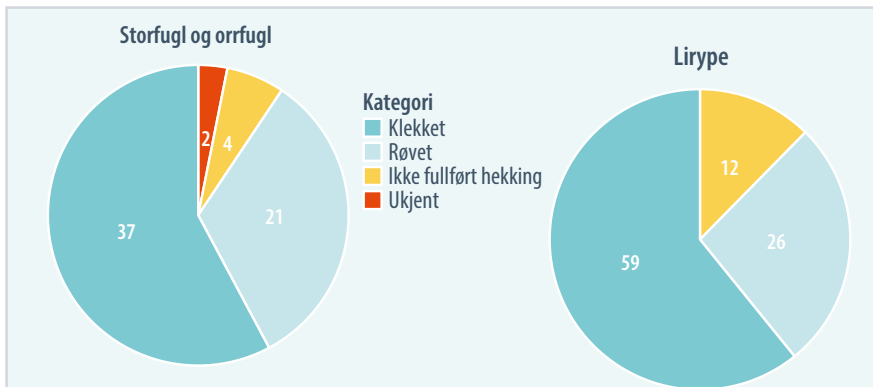
3.3 Reirrøving hos skogsfugl og lirype

Hønsefuglene er tilpasset et visst eggtag gjennom at de legger relativt mange egg, samt har muligheten til å lage et sekundært reir (omlegging) hvis det primære reiret røves eller på annen måte ødelegges i rugeperioden. Et gjennomgående stort eggtag i bestanden vil derimot kunne ha stor betydning for rekrutteringen og dermed også tettheten. Tidligere studier på eggtag hos hønsefugl i Norge har vist at tapet har ligget mellom 0–62 % årlig hos storfugl og orrfugl (Jahren m.fl. 2016), og mellom 0–50 % for lirype (Munkeby m.fl. 2003). De oppgitte verdiene her er ikke korrigeret for sannsynlighet for røving, ved å analysemessig hensynta når i hekkeperioden kamera er montert ved reiret (et reir som følges over lengre tid har flere dager det potensielt kan bli røvet på). Som en del av samarbeidsprosjektet med den gang Høgskolen i Hedmark, satte vi fra 2010 opp viltkamera ved reir til storfugl og orrfugl flere steder i Hedmark og Trøndelag, herunder Lierne (se Jahren 2017 og Moa m.fl. 2014 for detaljer). Etter at dette prosjektet ble avsluttet i 2014 fortsatte vi å sette opp kamera på noen skogsfuglreir i Lierne, som en del av JiL-prosjektet, frem til sommeren 2019. Fra 2010 ble det i samme prosjekt også satt opp kamera på enkelte liryperreir som tilfeldigvis ble rapportert inn. Oppsett av kamera på liryperreir ble videreført inn i prosjektet *Lirypas økologi i et skiftende klima* fra 2015, og antall slike reir med kamera har økt betraktelig etter oppstarten av dette prosjektet.

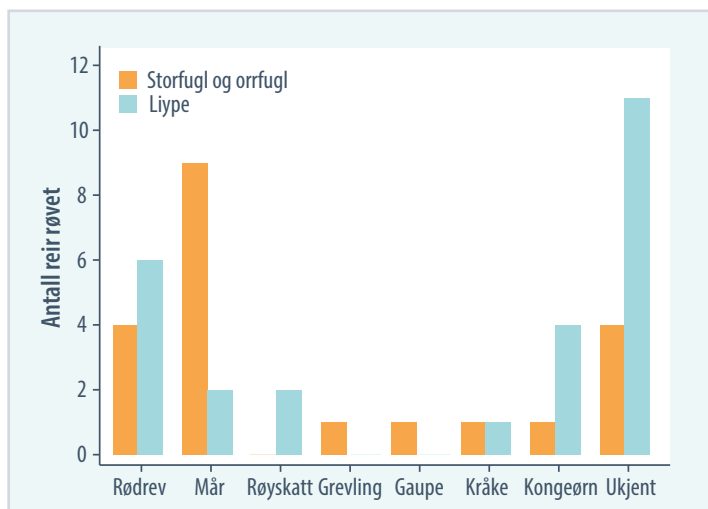
Av totalt 64 kameraovervåkede reir fra storfugl og orrfugl i Lierne i perioden 2010–2019 ble 33 % (21 reir) røvet, mens 58 % (37 reir) klekket (**Fig. 37**). For de resterende reirene fullførte ikke røya/orrhøna det påbegynte hekkforsøket (6 %), på grunn av at hun enten ga opp hekkforsøket eller døde i hekkeperioden. I de resterende 3 % var reirskjebnen ukjent. Selv om vi hadde viltkamera ved reiret og sjekket reiret etter at hekkingen var over, så var det tilfeller der reirskjebnen ikke lot seg dokumentere. Tilsvarende tall fra 97 kameraovervåkede liryperreir i Lierne, og tilgrensende områder i Snåsa, var at 27 % (26 reir) ble røvet, 61 % klekket, 12 % ikke fullførte hekkingen og ingen reir hadde ukjent reirskjebne (**Fig. 38**). Oppgitte verdier er ikke her korrigeret for antall dager reirene har vært kameraovervåket. Se **Bildeboks 1** for eksempler på reirrøving.

Sammenlikning av gjennomsnittlig røveprosent for kameraovervåkede skogsfuglreir i Lierne fem år før med fem år etter oppstart av JiL-prosjektet gir en nedgang på 4 %. Av 44 overvåkede skogsfuglreir fem år før prosjektoppstart ble 34% røvet, mens tilsvarende tall fem år etter var 30 % (20 reir overvåket). For lirype har vi for få reir som ble overvåket før prosjektoppstart (seks reir)

til at det kan benyttes en representativ gjennomsnittsverdi. I de fem årene etter prosjektoppstart ble i gjennomsnitt 29 % av de 91 overvåkede reirene røvet. Rødrev og mår er de to artene som har røvet flest reir av de som kan dokumenteres, både for skogsfugl og lirype, med henholdsvis fire (skogsfugl) og seks (lirype) reir røvet av rødrev og tilsvarende ni og to reir for mår (Fig. 39). Rødrev og mår stod for 76 % av all røving av skogsfuglreir med kjent reirøver (til sammen 17 reir), og 53 % av alle røvingene av lirypereir med kjent røver (til sammen 15 reir). Øvrige dokumenterte reirøvere er fremvist i Fig. 39.



Figur 37 og Figur 38. Skjebnen til 64 skogsfuglreir (storfugl og orrfugl; venstre) og 97 lirypereir (høyre) kameraovervåket i Lierne, med noen lirypereir i tilgrensende områder i Snåsa, i perioden 2010–2019. Tallverdiene angir antall reir innenfor de ulike kategoriene (klekket, røvet, ikke fullført hekking eller ukjent).



Figur 39. Fordeling av bildedokumenterte arter som stod bak røvingen av henholdsvis 17 skogsfuglreir og 15 lirypereir i Lierne i perioden 2010–2019. Fremstillingen viser også antall røvede reir hvor det ikke var mulig å fastslå reirøver (ukjent).

Bildeboks 1: Utvalgte bilder fra reirkamera i Lierne

Bilder fra viltkamera (Nord og NINA) som har stått ved reir til storfugl, orrfugl og lirype i studieperioden 2010–2019.



a) Mår som røver orrhønerer

b) Rødrev som støkker lirypehøna av reiret. Eggene ble etterpå tatt av reven.

c) Røyskatt som røver egg til lirype. Høna prøver å skremme uten å lykkes med det.

d) Grevling som røver røyegg. Røya prøver å skremme uten å lykkes med det.

e) Vellykket klekking i røyreiret

f) Vellykket klekking i lirypeiret

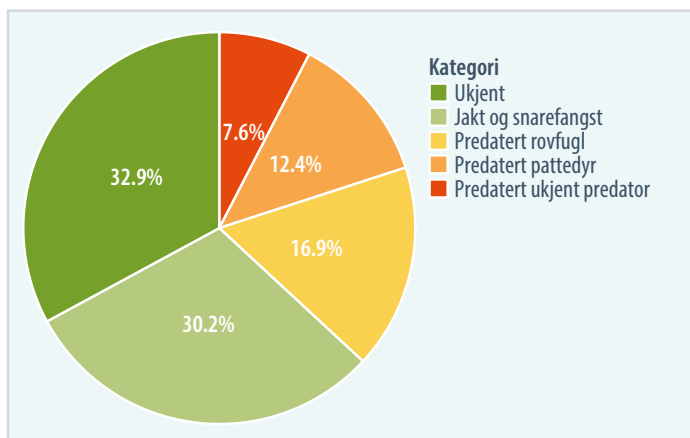
3.4 Overlevelse hos radiomerkede liryper i Lierne

I tillegg til eggtag og kyllingoverlevelse vil også de voksne rypenes overlevelse gjennom året være avgjørende for registrert tetthet under høsttakseringen. Innenfor økologien snakker vi av og til om generalist- og spesialistpredatorer. Som det ligger i navnet predaterer generalistene ulike arter, avhengig av bl.a. tettheten av disse, mens spesialistene predaterer en eller noen få arter. Artene som jaktes og fangstes i JIL-prosjektet er alle generalister, mens den mest utpregete rypespesialisten i dette systemet er jaktfalken. En analyse av antall hekkende jaktfalkpar og antall jaktfalkunger produsert i Lierne, har vist en signifikant sammenheng mellom disse variablene og tettheten av liryper samme år (Moen 2019). Ved å følge radiomerkede liryper gjennom året er det mulig å dokumentere dødsårsak på disse merkede rypene, beregne den årlige overlevelsessannsynligheten i utvalgsbestanden, kartlegge hvordan dødsrisikoen fordeler seg gjennom året, samt få et mål på fordelingen mellom naturlig dødelighet (predasjon, sykdom og ulykker) og jaktdødelighet.

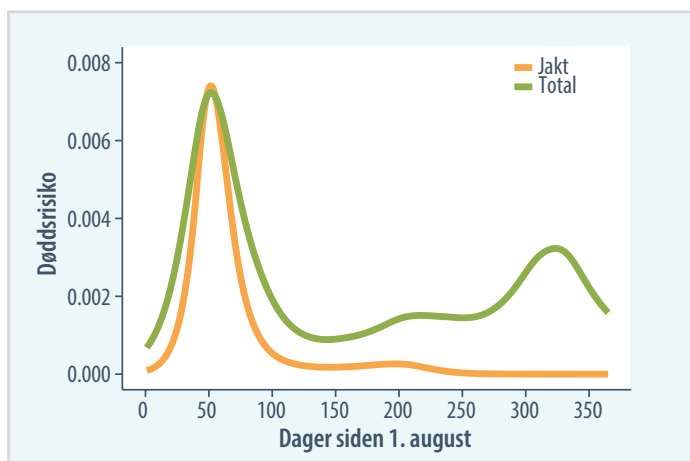
Under radiomerking av liryper i februar/mars fanger og merker vi ryper som er 7–8 måneder eller eldre. Ved å følge disse utover studieperioden får vi dokumentasjon på dødelighet og dødsårsaker til voksne ryper. Vi har ikke radiosendere på kyllinger, dvs. fra den perioden de forlater reiret og utover høsten, slik at vi ikke kan si noe dødsårsak hos disse. I perioden 2015–2019 ble det i regi av prosjektet Lirypas økologi i et skiftende klima radiomerket til sammen 188 voksne liryper i Lierne. Ved utgangen av 2019 var 127 av disse registrert døde, mens vi i samme periode hadde mistet kontakt med et antall ryper. Kontakt mistes ved at batteriene i radiosenderen slutter å virke eller at ryper forsvinner ut av det området som blir peilet (dvs. utenfor området som tilsvarer Lierne kommune med tilgrensende områder i nabokommuner på norsk side). Det var mulig å dokumentere eller anta dødsårsak på 83 av de totalt 127 registrerte døde (**Faktaboks 4**), mens de resterende 44 hadde ukjent dødsårsak (**Fig. 40**). Av de 83 med dokumentert eller antatt dødsårsak var 38 (46%) skutt eller snarefanget (en rype) i studieperioden, mens 20 (24%) ble antatt predatert av rovfugl, 15 (18%) antatt predatert av pattedyr og 10 (12%) antatt predatert av ukjent predator. Se **Bildeboks 2** for bildeeksempler fra funn av rypekadaver og radiosendere.

Tidligere studier på årlig overlevelse hos liryper i Norge og Sverige har vist at overlevelsen ligger på 30–55% (Smith & Willebrand 1999; Sandercock m.fl. 2011; Israelsen m.fl., akseptert manus). Variasjonen i årlig overlevelse er relatert til ulikt jakttrykk i de respektive studieområdene og periodene (lavere jakttrykk gir

høyere årlig overlevelse). Det er ikke publisert studier som viser hvordan områder med ulikt predasjonstrykk påvirker denne sannsynligheten for overlevelse hos lirype. I vårt studie av radiomerkede ryper i Lierne har vi beregnet at sannsynligheten for å overleve fra august i ett år til august neste år er i gjennomsnitt 43% for voksne ryper av begge kjønn. Selv om det er variasjon mellom årene er det ingen trend i den forstand at overlevelsen ser ut til å avta eller øke i perioden 2015–2019. Vi har videre undersøkt hvordan dødsrisikoen fordelte seg gjennom året for disse rypene. Hovedfunnet her er at rypene har en markert topp i dødelighet på høsten knyttet til jakta, samt en mindre topp på vår/tidlig sommer knyttet til hekketid (Fig. 41). Disse funnene er i samsvar med tidligere undersøkelser i Meråker og Selbu på slutten av 1990-tallet (Sandercock m.fl. 2011), men i kontrast til funnene i en kystpopulasjon av liryper på Smøla, der dødsrisikoen var høyest gjennom vinteren (Brøset m.fl. 2012).



Figur 40. Prosentvis fordeling av dødsårsaker hos totalt 127 døde radiomerkede ryper i Lierne 2015–2019



Figur 41. Dødsrisiko (mortalitet) gjennom året for lirype i Lierne, med startpunkt 1. august. Data er hentet fra radiomerkede ryper i perioden 2015–2019. En tilsynelatende høyere dødsrisiko gjennom jakt enn total dødsrisiko i siste halvdel av september skyldes usikkerhet i modell-estimatene.

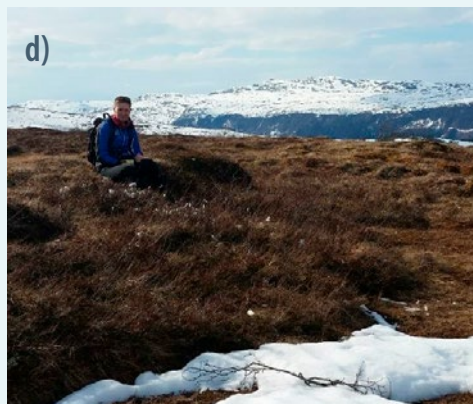
Faktaboks 4: Kriteriesett for vurdering av dødsårsaker hos radiomerkede liryper.

For alle kolonner er flere kriterier mulig og det gjøres en samlet vurdering av relevante kriterier for hvert tilfelle. Vurderingen følger kriterium 1 -> 2 -> 3, hvor dødsårsak klassifiseres basert på hvilke kriterier som oppfylles.

Kriterium 1	Kriterium 2	Kriterium 3	Antatt dødsårsak
Rapportert skutt/ snarefanget	-	-	Dokumentert skutt eller snarefanget
Funnet radiosender og/ eller rester av rypa i felt	Funnet radiosender	Ingen merker i sender	Ukjent dødsårsak
		Bitemerker i sender (inkludert antenne)	Styrker konklusjon om predasjon
	Tilnærmet hel rype funnet	Ikke obdusert	Ukjent dødsårsak
		Obdusert, funnet hagl/skuddskade	Dokumentert skutt
		Obdusert, ingen hagl/skuddskade	Antatt sykdom eller skade
	Funnet rester av rypa	«Rovfugl-stripe» på/ved funnsted	Antatt predasjon fra rovfugl, styrket hvis ribbeplass ved enden av stripa
		Ribbeplass på/ved funnsted	Antatt predasjon fra rovfugl
		Rypa funnet uten hode	Antatt predasjon fra rovfugl
		Funnet hodet til rypa uten resten av kroppen	Antatt predasjon fra rovfugl
		Rester av rypa funnet uten innvoller	Antatt predasjon fra rovfugl
		Innvoller funnet uten resten av rypa	Antatt predasjon fra rovfugl
		Bitemerker i rypa	Styrker konklusjon om predasjon fra pattedyr
		Vingefjær funnet med intakte fjærpenner, uten skade på fjærene	Svekker konklusjon om predasjon fra pattedyr
	Andre sportegn på lokasjonen	Pattedyr-ekskremerter på/ved funnsted	Styrker konklusjon om predasjon fra pattedyr
		Funnsted i/under rovfuglreir	Antatt predasjon fra rovfugl
		Funnsted i/ved hi/yngleplass til pattedyr	Antatt predasjon fra pattedyr
		Funnet nedgravd (barmark eller snø)	Styrker konklusjon om predasjon fra pattedyr
		Funnet ved gjerde/ kraftlinje eller lignende	Antatt ulykke
Viltkamerabilde ved reir som viser predasjon	-	-	Dokumentert predasjon, bildet viser predator
Mortalitetssignal hørt fra rypa, men rypa ikke funnet	-	-	Ukjent dødsårsak

Bildeboks 2: Bildeeksempler; funnsteder og rester av radiomerkede ryper eller radiosender.

Bilder fra lokaliteter der rester av radiomerkede liryper eller kun radiosenderen er funnet (Lirypeprosjektet i Lierne 2015–2019). Foto: Arne Otto Sandmo (a, b) og Pål F. Moa (c, d).



- a) Funn av kun radiosenderen. Om vinteren, når senderen ofte ligger under snøen, er det enda vanskeligere å finne igjen senderne når de ligger alene slik.
- b) I tillegg til senderen er det noen fjærrester, samt skallen, fra rype på funnstedet.
- c) Funn av radiosenderen i rødvhi. Selv om senderen blir funnet i et slik hi kan vi ikke konkludere sikkert med at reven har tatt rype, da den kunne ha tatt den med seg etter at den var død av andre årsaker.
- d) Typisk «rovfuglstripe» der fjærene etter rype strekker seg utover et godt stykke i terrenget. Radiosenderen og hode til rype funnet i enden av stripa.

3.5 Sammenfatning av hønsefugldelen

For å kunne dokumentere årsakssammenhenger er man avhengig av å kjenne godt til det komplekse samspillet mellom ulike arter, og hvordan både predasjon og konkurranse virker inn. Videre må man ha et egnet design for datainnsamling som muliggjør de riktige analysene og ikke minst ha muligheten til å kontrollere for andre faktorer som påvirker samspillet. Det er særlig viktig å ha et godt mål på jaktuttaket lokalt, tilgang til andre sentrale byttedyrressurser, som for eksempel smågnagere, samt forekomst av slakteavfall fra hjorteviltjakta. Forhold internt i både rovvilt- og byttedyrbestander, som for eksempel grad av inn- og utvandring, vil også kunne ha betydning for de resultater man sitter igjen med.

I fellingsstatistikken ser man en markert økning for skogsfugl i Lierne fra nest siste til siste jakt sesong i oversikten og en noe mindre økning for lirype. For skogsfugl er estimatet det høyeste som er registrert i de 11 siste jakt sesonger, mens det for lirype har vært to sesonger med høyere jaktutbytte i perioden før JIL-oppstart. Merk her også en lignende, men litt mindre markert, utvikling hos de tre sammenlikningskommunene. Gitt at det de senere år har vært en redusert grad av predasjon fra smårovvilt på hønsefugl i Lierne, så er det naturlig å forvente en mer markert respons på skogsfugl, enn liryper i fjellhabitat, da spesielt rødrev og mår gjennomgående opptrer i høyere tetthet i skog. Lirypetakseringene viser også en økende tetthet de to siste årene i alle tre kommuner, med en markert økning i Lierne. Selv om tettheten har økt etter prosjektstart, så er dette ikke tilfellet når det gjelder produksjonen (antall kyllinger per rypepar om høsten). Lierne har ligget litt over de to andre kommunene de fire siste årene. Årsaken bak den økte tettheten av liryper i Lierne, og i sammenlikningskommunene, synes derfor ikke uten videre å skyldes økt rekruttering som en følge av bedre overlevelse av egg og kyllinger gjennom sommeren.

Resultatene fra reirovervåkingen viser at i gjennomsnitt ett av tre reir har blitt røvet både hos skogsfugl og lirype i studieperioden. Etter prosjekt oppstart har det ikke vært noen markert nedgang i røveprosent på skogsfuglreir (4% nedgang). Røving av skogsfuglreir har både før og etter oppstart av JIL-prosjektet i hovedsak blitt utført av jaktbare arter (kun ett av totalt 21 reir er røvet av en ikke-jaktbar art; kongeørn), slik at det ikke kan registreres noen markert effekt på røveprosenten hos skogsfugl etter prosjektoppstart basert på dette datagrunnlaget. Dette kan tyde på at vi ikke har klart å påvirke reirpredasjonen, men merk at datagrunnlaget er betydelig mindre i perioden etter prosjektoppstart i forhold til før, noe som gir et svakere grunnlag for å dokumentere eventuell endring i

hyppighet av reirrøving. Hos lirype er det ikke tilstrekkelige data før prosjektoppstart til å kunne foreta en slik vurdering. I forhold til voksenoverlevelse hos de radiomerkede rypene så viser resultatene at jakt/snarefangst utgjør 46 % av den dokumenterte dødeligheten, og at antatt predasjon (sum av predasjon fra rovfugl, pattedyr og ukjent predator) utgjør 54 %. Siden jakt dødeligheten i all hovedsak er knyttet til de første fire–seks ukene etter jaktstart i Lierne/Snåsa (10./15. september), mens predasjonsdødeligheten fordeler seg gjennom året, får man en markert topp for dødsrisiko for rypene i denne høstperioden. I forhold til ukjentandelen i materialet (33 %) så vet vi ikke om dette inneholder ryper som eventuelt er påskutte og i etterkant døde uten at de er funnet av jeger/hund, eller om det utelukkende er ryper som har dødd av predasjon, sykdom og/eller ulykker. De sistnevnte dødsårsakene vil også, i motsetning til jakt, i varierende grad virke inn på lirypenes egg- og kyllingfase.

Oppsummert viser våre sammenstilte data på fellingsstatistikk og takseringsresultat, hvor vi har data fra både før og etter JIL-prosjektstart, en større økning i både avskyting og estimert tettet i Lierne i etter-perioden enn i sammenligningskommunene. Hvorvidt denne økningen i Lierne, og da spesielt siste års markante økning i avskyting av skogsfugl, skyldes redusert predasjonspress på disse artene som en følge av økt uttak av smårovilt, er fortsatt uvisst. Når det gjelder reirovervåking av storfugl- og lirype, så har vi henholdsvis et noe begrenset (storfugl) og særdeles begrenset (lirype) etter-datasett til at det er mulig å godt nok konkludere angående eventuelle endringer før vs. etter. Det samme er tilfellet når det gjelder voksenoverlevelse hos radiomerkede liryper, hvor vi ikke har data fra før 2015. Det dokumenterte eggtapet både hos skogsfugl og lirype, samt voksenoverlevelsen hos radiorypene, er ellers innenfor den normalvariasjonen som er dokumentert i andre lignende studier.

Basert på de tilgjengelige data og de analyser vi har utført kan vi ikke konkludere sikkert når det gjelder hva som er den bakenforliggende årsaken til økningen i hønsefuglbestandene i Lierne de siste årene. En av de andre nøkkelfaktorene som vi vet spiller inn på hønsefugldynamikken er forekomsten av smågnagere, da høye tettheter av smågnagere typiske fører til redusert predasjon på alle livsstadier hos hønsefugl (og særlig egg- og kyllingstadiet). I de siste årene hvor bestandsveksten i lirypebestanden har vært mest fremtredende har det ikke vært typiske toppår hva gjelder smågnagere, men heller ikke bunnår eller total kollaps. Hvorvidt dette har bidratt til redusert predasjon og derigjennom økt vekst i lirypebestanden er ikke endelig fastslått. Vi håper i framtiden, med lengre tidsserier og mer detaljerte analyser, å kunne belyse dette spørsmålet i større detalj.



Jakt på mår. Foto: Arne Otto Sandmo

4 Konklusjoner og anbefalinger

4.1 Lokalt engasjement

«Jakt-i-Lierne»-prosjektet har motivert folk i bygda til å jakte mer på smårovvilt og blitt et viktig samlingspunkt. Det framkommer helt entydig både av prosjektets spørreundersøkelse og de faktiske fellingstallene på de ulike artene. Prosjektet har vektlagt kommunikasjon, både gjennom oppdaterte jaktbørser på prosjektets nettsider og sosiale sammenkomster med fagforedrag, som har bygget et eget miljø rundt jakt på småviltpredatorene.

Det er fremfor alt jakt på småpredatorene (mår, mink, røyskatt og grevling), samt kråke og ravn, som har tatt seg opp i prosjektperioden, mens jaktuttaket på rødrev er noenlunde det samme. Mange ulike jaktformer er benyttet og gamle fangsttradisjoner er tatt opp igjen, blant annet ved at JiL-prosjektet har avholdt ulike jaktkurs og kurs i flåing. Mange av den yngre generasjonen har også engasjert seg i tiltakene satt i verk av prosjektet.

I tillegg til å motivere til økt jaktuttak har JiL-prosjektet også satt fokus på det som mest sannsynlig driver fremveksten av generalistartene: lett tilgjengelige matressurser knyttet til menneskelig aktivitet, med særlig fokus på slakteavfall og påkjørt vilt, men også kommunal håndtering av matrester og søppel. Forskning viser at økt tilgang til slike ressurser kan gi høyere tettheter av blant annet rødrev og kråkefugl, mens viltkamerastudiene knyttet til dette prosjektet viser at mårdyrene også forsyner seg av dette matfatet. Gjennom et stort dugnadsarbeid klarte engasjerte elgjegere i Lierne å fjerne hele 18 tonn med slakteavfall ut av skogen over fire jaktseonger. Dette var estimert til å utgjøre ca. 25 % av total mengde slakteavfall. Det er betydelige mengder lett tilgjengelig mat for alle skogens åtselere. Av dette ble mellom 5 og 10 % lagt ut igjen som åte i jakttida. Det kan være en utfordring at dette blir lett tilgjengelige ressurser igjen i den mest marginale årstida, og det er trolig viktig at det bare legges ut åte som følges aktivt opp, og å unngå at utlagt åte fungerer som en «fóringsstasjon». Samtidig er det, blant annet i skogsområdet Fjella i Sørøst-Norge, observert økt hekkesuksess hos skogsfugl knyttet til støttefórning rettet mot rødrev (Finne m.fl. 2019). Dette viser at en bevisst forvaltning av slakteavfall kan gi gode resultater dersom tiltak opprettholdes over tid, og som igjen kan resultere i både redusert predasjon på småvilt og mer smårovvilt å jakte på.

4.2 Ble det færre småpredatorer?

Spørsmålet «Har det blitt mindre smårovilt i Lierne i prosjektperioden?» forsøkte vi å finne svar på ved å hente inn data fra flere pågående prosjekter i regionen. Svarene er som forventet ikke helt entydige, men systematisk snøsporing hver vinter tyder på en generell nedgang i forekomsten av rødrev og mår i skogen. Denne nedgangen bekreftes også delvis fra viltkamera. Om denne nedgangen skyldes økt jaktrykk er imidlertid vanskelig å konkludere, for disse artene påvirkes også av mange andre forhold, blant annet av smågnagerforekomstene. Fem år er trolig også for kort tid til å måle eventuelle klare responser, spesielt siden vi ikke har hatt et skikkelig toppår for smågnagere i studieperioden. Vi vet fra andre studier, der effekter av jaktrykk er forsøkt målt, at det kan være høy grad av kompensatorisk innvandring fra omkringliggende skogområder der det ikke jaktes like hardt. Kanskje må man jakte/fangste hardt over større områder over lengre tid for å oppnå tydelige effekter. Resultatene så langt er likevel oppløftende da det ser ut til å være en nedadgående trend hos rødrev og mår dokumentert ved bruk av flere metoder. Det er også interessant at mens det i Lierne har vært en gjennomgående nedgang i sporindeksen på rødrev og mår i skogen, så har det motsatte vært tilfellet i for eksempel Steinkjer, der sporindeksen for disse artene har gått opp gjennom JIL-prosjektperioden.

Relative mål, som framkommer gjennom snøsporing og viltkamera, viser seg å være svært følsomme for variasjon i ressurstilgangen. Av disse to metodene ser faktisk snøsporing ut til å være mer pålitelig, med tanke på å overvåke endring i forekomst av ulike arter, enn viltkamera. Dette er nok særlig gjeldende i områder med hardt jaktrykk, da arter kan utvikle åteskepsis som gjør at de skyr kamera som er satt opp på åte. Den metoden som framstår som mest robust med tanke på å måle effekter av økt jaktuttak, er systematisk innsamling av DNA som kan brukes til å beregne faktiske bestandstettheter. Engasjerte jegere fra Lierne sørget for innsamling av prøvemateriale over tre vintre, slik at vi kunne teste ut denne metoden parallelt med snøsporing og viltkamera. Entusiastiske studenter fra Nord universitet og NMBU har bidratt til å analysere alt innsamlet materiale, som har resultert i et nybrottsarbeid knyttet til å estimere forekomst av rødrev i skogen. DNA-materialet har også gitt ny kunnskap om rødrevens arealbruk. Vi vil jobbe videre med å kalibrere de tre metodene. Bruk av genetiske metoder for å overvåke bestandsutvikling er trolig for kostbart for å kunne brukes som overvåkningsmetode, hvis ikke det er knyttet til forskningsfaglige problemstillinger som løser ut andre finansieringskilder. Det er derimot ingen tvil om at dette er et kraftfullt og egnet verktøy for å estimere faktiske tettheter av smårovilt.

Tilnærmet alle rødrevne som ble skutt i tilknytning til JiL-prosjektet ble samlet inn for vitenskapelige formål. Antall rødrev samlet inn gjennom Interreg-prosjektet Felles Fjellrev var enorm i de første årene etter smågnageråret i 2011/2012. Antallet innleverte rever knyttet til JiL-prosjektet er noe høyere de to første år, for så å gå ned, som ser ut til å henge sammen med at antall jegere også går ned. Aldersstrukturen på skutte rever ser ut til å være relativt konstant fra år til år, men vi ser tendenser til overvekt av eldre hanner, som kan tolkes som at det er noe innvandring fra omkringliggende områder. Vi vil kommende år bruke genetiske metoder for å måle grad av kompensatorisk innvandring basert på alle skutte rødrevere fra JiL-prosjektet.

4.3 Årsaker til økte hønsefuglbestander

En av målsetningene i prosjektet var at økt uttak av smårovilt skulle resultere i høyere bestander av hønsefugl. For lirype, hvor vi har gode takseringsdata, er det ingen tvil om at bestanden har økt i perioden etter at prosjektet startet, og i fellingsstatistikken ser man også en markert økning i uttaket av skogsfugl i Lierne fra nest siste til siste jakt sesong. Som diskutert i **kap 3.5** er imidlertid ikke årsakssammenhengen fullt ut dokumentert. Generelt synes økningen i hønsefuglbestanden å være større i Lierne enn i sammenliknbare nabokommunener. Dette samsvarer med nedgangen i forekomsten av rødrev og mår i skogen i samme tidsperiode, basert på snøsporing. Det er verdt å merke seg at uttaket av skogsfugl ikke er like stort i Steinkjer kommune, hvor det har vært en økning i den relative tettheten av rødrev og mår i samme tidsperiode (også basert på snøsporingsdata). At småroviltet er predatorer på ulike stadier i hønsefuglens livssyklus er også godt dokumentert: Reirovervåkingen viste at 1 av 3 reir røves, og at rødrev og mår stod for omlag tre fjerdedeler av reirrøvingen med kjent røver hos storfugl, og om lag halvparten hos lirype. Som vi ser av fellingsstatistikken fra Lierne er det først og fremst uttaket av små rovpattedyr (mår, mink og røyskatt) og kråkefugl (ravn og kråke) som har økt, mens uttaket av rødrev har vært relativt stabilt.

Samspillet i økosystemene er imidlertid komplekse. For eksempel vet vi at smågnagerforekomsten spiller en sentral rolle i økosystemenes dynamikk i våre skogs- og fjellområder. Det er vanskelig å konkludere sikkert rundt effekter av økt jaktuttak av smårovilt på hønsefuglbestandene, selv om det er en sammenfallende positiv utvikling av hønsefuglbestandene med en nedgang i forekomst av rødrev og mår i skogsområdene. Langsiktige prosjekter som samler inn data om forekomst og tetthet av flere arter er derfor helt avgjørende når man skal forklare de endringene man observerer. Vi har i denne rapporten ikke gjort spesifikke analyser for å knytte tidsseriene på uttak og forekomst av smårovilt med tidsseriene på hønsefugl, men vil følge opp dette spørsmålet i detalj når tidsseriene blir enda lengre.



Rødrev i fjellet. Foto: Nils Vidar Bratlandsmo

5 Kunnskapsbehov

JiL-prosjektet viser at det er mulig å motivere jegere og fangstere til en ekstra innsats knyttet til jakt på smårovvilt og kråkefugl. Som denne sammenstillingen viser så er det mulig å få til mye med en god plan og et skikkelig engasjement. Denne rapporten demonstrer også hvor viktig det er å forsøke å ha oversikt over flere deler av økosystemet for å vurdere effektene av tiltak, for eksempel økt uttak av predatorer. Bedre oversikt gjør det ikke nødvendigvis enklere å finne svar, men med så mye data som prosjektene her har fått til rådighet, takket være iherdig og frivillig innsats fra mange, så har vi fått betydelig innsikt og ny kunnskap som kan komme forvaltningen av høstbare arter til gode. Det er også skapt en bevissthet rundt hvordan menneskers tilstedeværelse kan påvirke forekomst av predatorer knyttet til subsidier som slakteavfall og søppel. Det er umulig å si entydig ja til om tiltakene utført gjennom JiL-prosjektet har gitt økt forekomst av skogsfugl og lirype i prosjektperioden, men det er flere sammenhenger som peker i den retning.

Fortsatt innsats er helt nødvendig, kanskje også utvidet innsats over større arealer (flere kommuner). Blant annet ville det være interessant å undersøke om fjerning av slakteavfall og andre lett tilgjengelig matkilder i seg selv kunne føre til en reduksjon i tettheten av smårovvilt og kråkefugl.

Vi har gjennom alle prosjektene som har gått i regionen de siste 10-15 år også bygget et solid grunnlag for videre forskning knyttet til skog- og fjelløkosystemene generelt, og samspillet mellom forekomst av predatorer og hønsfuglbestandene spesielt. Samspillet mellom predatorene synes å være komplekst, og mye kan tyde på at en bør ha fokus på flere arter enn de vi har dokumentert som sentrale predatorer av f. eks. hønsfuglreir. Lavere tettheter av alle predatorer medfører at det blir færre konkurrenter i naturens matfat, som også gjør at det totale predasjonstrykket på alle naturlige byttedyr går ned.

Med en lengre tidsserie vil vi i større grad kunne vurdere effekten av svingninger i forekomst av byttedyr (f.eks. smågnagere) opp mot forekomst av rovpattedyr, og således med enda større sikkerhet kunne estimere effekter av rovviltuttak. Videre vil det være en stor fordel å legge opp eksperimentelle undersøkelser, der man måler effekter av tiltak ved å sammenlikne med

nærliggende områder uten tiltak. Det er i denne sammenhengen også viktig å etablere et detaljert opplegg for å kartlegge jakt- og fangstinnsetts i tid og rom (noe vi ikke hadde tilgang til i denne prosjektperioden), noe som vil gjøre det enklere å vurdere effektene av ulike tiltak. Dette vil også gi forvaltningen et mer solid grunnlag for å vurdere ekstraordinære tiltak i år eller sesonger der predatortrykket på jaktbart vilt er, eller kan bli, høyt.

Ny kunnskap om disse sammenhengene motiverer de fleste av oss. Deling av kunnskap er trolig også et av de viktigste kriteriene for at JiL-prosjektet har vært en stor suksess, der prosjektledelsen har lagt til rette for samlinger der jegere, forvaltere og forskere har møttes i ulike faser av prosjektet. Vi håper at denne sammenstillingen kan motivere til videre innsats og samarbeid om disse problemstillingene.

6 Litteraturliste

- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Brøseth, H., & Kindberg, J. (2019). RovQuant: Estimating density, abundance and population dynamics of bears, wolverines, and wolves in Scandinavia. MINA fagrapport, 63.
- Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. (2005). Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåkning av småvilt. En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. NINA Rapport 38.
- Brøseth, H., Nilsen, E. B., & Pedersen, H. C. (2012). Temporal quota corrections based on timing of harvest in a small game species. *European journal of wildlife research*, 58(5), 797-802.
- Ergon, T., & Gardner, B. (2014). Separating mortality and emigration: modelling space use, dispersal and survival with robust-design spatial capture–recapture data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(12), 1327-1336.
- Finne, M. H., Kristiansen, P., Rolstad, J., & Wegge, P. (2019). Diversionary feeding of red fox in spring increased productivity of forest grouse in southeast Norway. *Wildlife Biology*, 2019(1).
- Gervais, S. 2017. Utvalgte resultater fra prosjektet «Jakt i Værnesregionen – økt jakt på smårovvilt». Bacheloroppgave i utmarksforvaltning. Nord universitet – FBA, Steinkjer 2017.
- Gomo, G., Mattison, J., Hagen, B.R., Fossland Moa, P., Willebrand, T. 2017. Scavenging on a pulsed resource: quality matters for corvids but density for mammals. *BMC Ecology*, 17(1), 1-9.
- Gomo, G., Mattison, J., Rød-Eriksen, L., Eide, N. E., & Odden, M. (innsendt manuskript). Spatiotemporal patterns of red fox scavenging in forest and tundra: the influence of prey fluctuations and winter conditions.
- Gosselink, T. E., Piccolo, K. A., van Deelen, T. R., Warner, R. E., & Mankin, P. C. (2010). Natal Dispersal and Philopatry of Red Foxes in Urban and Agricultural Areas of Illinois. *Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1204-1217. doi:10.2193/2009-108
- Hagen, B.R. 2014. Estimating ungulate carrion biomass and possible ecological effects on red fox (*Vulpes vulpes*) in central Norway. M.Sc. thesis. Faculty of Applied Ecology and Agricultural Sciences. Hedmark University College.
- Hagen, B.R., Fossland Moa, P., Gomo, G., Odden, M. 2015. Hvor mye åtsel fra klauvdyr er tilgjengelig gjennom året - og hvem gjør seg nytte av det dette? Hjorteviltet 2015.
- Hagen, B. R., Eriksen, L. F., Moa, P. F., Gervais, S., Rimul, I., & Almestad, S. (2018). Evaluering av prosjektet Jakt i Værnesregionen - økt jakt på smårovvilt. FOU-rapport 19, Nord Universitet.
- Harrison, X. A., Donaldson, L., Correa-Cano, M. E., Evans, J., Fisher, D. N., Goodwin, C. E., & Inger, R. (2018). A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, 6:e4794, doi:10.7717/peerj.4794
- Haug, H. K. (2018). Forekomst av rødrev (*Vulpes vulpes*), mår (*Martes martes*) og røyskatt (*Mustela erminea*) på åte vinterstid i to fjellskogøkosystem. Bacheloroppgave, NORD Universitet, 28 s.
- Hjeljord, O. (2008). Viltet – biologi og forvaltning. Oslo: Tun Forlag AS.
- Holsing, F., B. (2019). Påvirkning på rødrevbestand (*Vulpes vulpes*) etter innsamling av slakteavfall fra elgjakt i Lierne 2015–2018? Bacheloroppgave i utmarksforvaltning. Nord universitet - FBA, Steinkjer 2019.
- 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. *Accepted Ecology and Evolution*.
- Jahren, T. (2017). The role of nest predation and nest predators in population declines of capercaillie and black grouse. PhD-thesis, Inland Norway University of Applied Sciences, 202s.
- Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Moa, P.F. & Hagen, B.R. 2016. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. *Animal Biology*
- Kämmerle, J. L., & Storch, I. (2019). Predation, predator control and grouse populations: a review. *Wildlife Biology*, 2019(1).

- Kauhala, K., Helle, P., & Helle, E. (2000). Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography*, 23(2), 161-168.
- Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrlich, D., Schott, T., Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (2011). The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *Journal of Animal Ecology*, 80(5), 1049-1060.
- Kvasnes, M., Pedersen, H.C., Kjønsberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L.F., Bowler, D., Andersen, O., Berge, S.E., Hagen, B.R., Moa, P.F. & Nilsen, E.B. (2019). Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013-2018. NINA Rapport 1664. Norsk institutt for naturforskning.
- Long, R. A., MacKay, P., Ray, J., & Zielinski, W. (2008). Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press.
- Marcström, V., Kenward, R. E., & Engren, E. (1988). The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *The Journal of animal ecology*, 859-872.
- Moa, P. F., Hagen, B. R., Sund, T., Jahren, T., Storaas, T., Husby, S., Kolås, L., Brostrøm, C., Nordbotten, E., Sandmo, A.O., Haugen, M. & Hugdal, O. 2014. Kameraovervåkning av hønsefuglreir: hovedresultater fra studieområdet i Trøndelag (studieperioden 2010–2013). HiNT Arbeidsnotat nr. 260 - 2014.
- Moa, P. F., Andersen, O., Grande, J., Åberg, T., & Nilsen, E. B. (2019). Spørreundersøkelse blant rypejegere i Lierne 2019. FoU-rapport 36, Nord Universitet.
- Moen, B.C. 2019. Næringsvalg hos jaktfalk (*Falco rusticolus*) i et fjellområde i Midt-Norge. Bacheloroppgave i naturforvaltning, Nord universitet. 35s.
- Munkebye, E., Pedersen, H.C., Steen, J. B., & Brøseth, H. (2003). Predation of eggs and incubating females in willow ptarmigan *Lagopus l. lagopus*. *Fauna norvegica*, 23, 1-8.
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Eds.). (2010). Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer Science & Business Media.
- Ringseth, H.H. 2019. Effektiviteten til jakt- og fangstmetoder i prosjektet Jakt i Lierne. Bacheloroppgave Nord universitet.
- Rød-Eriksen, L. (2011). Viltkamera som inventeringsmetode i høyfjellet. Bacheloroppgave, Høgskolen i Innlandet, 49 s.
- Rød-Eriksen, L., Skrutvold, J., Herfindal, I., Jensen, H., & Eide, N. E. (2020). Highways associated with expansion of boreal scavengers into the alpine tundra of Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology*, 57: 1861–1870.
- Selva, N., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., & Wajrak, A. (2005). Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology*, 83(12), 1590-1601.
- Smedshaug, C.A and Sonerud, G.A. 1997. Rovdyr, åtster og predasjon på småvilt. Fagnytt Naturforvaltning. Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole. Årgang 4, Oktober, Nr. 8, 1997.
- Solberg m.fl. (2015). Fremdriftsplan for Overvåkningsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 1177, Norsk institutt for naturforskning, 62 s.
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M., & Willebrand, T. (2017). Variation in home range size of red foxes *Vulpes vulpes* along a gradient of productivity and human landscape alteration. *PLoS one*, 12(4), e0175291.
- Wikenros, C., Sand, H., Ahlquist, P. & Liberg, O. 2013. Biomass flow and scavengers use of carcasses after re-colonization of an apex predator. *PLoS ONE*, 8(10), e77373.

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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



ISSN 2535-6526
ISBN 978-82-426-4628-6

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687
<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger