

Fjellrypeprosjektet i Lierne

Årsrapport 2015

Erlend B. Nilsen, Hans Chr. Pedersen, Henrik Brøseth, Oddmund Kleven, Pål F. Moa og Bjørn Roar Hagen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Fjellrypeprosjektet i Lierne

Årsrapport 2015

Erlend B. Nilsen
Hans Chr. Pedersen
Henrik Brøseth
Oddmund Kleven
Pål F. Moa
Bjørn Roar Hagen

Nilsen, E.B., Pedersen, H.C., Brøseth, H., Kleven, O., Moa, P.F. & Hagen, B.R. 2015. Fjellrypeprosjektet i Lierne: Årsrapport 2015. NINA Rapport 1217. 28 s.

Trondheim, desember 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2847-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Vebjørn Veiberg

ANSVARLIG SIGNATUR

Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

- Miljødirektoratet
- Trygve Gotaas fond
- Nordland fylkeskommune
- Nord-Trøndelag fylkeskommune

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

- Erik Lund (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Peiling av fjellryper i Lierne nasjonalpark © Henrik Brøseth (NINA)

NØKKEWORD

- Lierne kommune, Nord-Trøndelag
- Fjellrype
- Årsrapport
- Viltforskning

KEY WORDS

- Lierne municipality, Nord-Trøndelag county
- Rock ptarmigan
- Annual report
- Wildlife research

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Nilsen, E.B., Pedersen, H.C., Brøseth, H., Kleven, O., Moa, P.F. & Hagen, B.R. 2015. Fjellrypeprosjektet i Lierne: Årsrapport 2015. NINA Rapport 1217. 28 s.

I denne rapporten oppsummerer vi feltaktivitet og enkelte resultater fra de første tre årene av forskningsprosjektet på fjellryper i Lierne kommune i Nord-Trøndelag. I løpet av perioden har vi benyttet en rekke ulike feltmetoder, inkludert radiotelemetri (basert på VHF-sendere), punkttakseringer og fangst-gjenfangst basert på DNA ekstrahert fra rypeekskrementer. Radiomerkingen ble gjennomført i områdene rundt Lierne nasjonalpark, og vinteren 2012 og 2013 ble 84 fjellryper fanget og radiomerket. Av disse ble ni rapportert skutt i løpet av vinter- (n=6) eller høstjakta (n=3), og 33 dokumentert drept av andre årsaker (predasjon eller ukjent) i løpet av den perioden vi hadde kontakt med disse. En høy andel av rypene forflyttet seg bort fra studieområdet i perioden medio februar fram mot start på hekkesesongen, og det ble estimert at det kun var om lag 20% sannsynlighet for at en fjellrype, gitt at den var i live, fortsatt var innenfor studieområdet ved starten på hekkesesongen. Siden vi ikke kan fange opp eventuelle ryper som migrerer inn i studieområdet før hekkesesongen starter, representerer dette ikke nødvendigvis størrelsesforskjellen på sommer- og vinterbestanden i området, men indikerer en stor utskifting av ryper mellom sesongene. De lengste forflytningene som ble registrert var en rype som ble peilet 79 km fra merkepunktet, 15 ryper ble dokumentert mer enn 30 km fra der hvor de ble merket. I april 2013 gjennomførte vi også en pilotstudie knyttet til punkttaksering av stegger om våren. I alt ble 70 punkter besøkt, hvorav 25 punkter ble besøkt to ganger, og det ble observert fjellrype på totalt 36 ulike tellepunkter. Basert på punkter besøkt to ganger ble gjennomsnittlig oppdagbarhet estimert til $p=0,39$ (95% C.I. 0,22–0,61), mens andelen av okkuperte ruter (ψ) ble estimert lik 0,79 (95% C.I. 0,49–0,99). Basert på erfaringer fra disse takseringene i Lierne, tilsvarende pilotprosjekt i Finnmark våren 2015 (gjennomført av Finnmarkseiendommen), samt publisert metodikk fra Svalbard har vi utarbeidet en foreløpig feltprotokoll for fjellrypetakseringer basert på punkttaksering om våren. Denne vil danne grunnlag for videre utprøving av metodikken i større skala de kommende årene. I løpet av 2014 og 2015 har vi også samlet inn rypeekskrement for DNA-ekstrahering spredt over et 25 km² stort studieområde på Lifjellet i tre perioder (vår 2014, vinter 2015 og vår 2015). Formålet med datafangsten er å danne basis for fangst-gjenfangst-studier. Vi har benyttet en robust design som i prinsippet gjør det mulig å estimere overlevelse mellom sesonger og bestandstetthet innenfor sesonger. Basert på foreløpige analyser anser vi dette som en meget egnet metode til framtidige studier av fjellrypenes populasjonsøkologi.

Erlend B. Nilsen, Hans Chr. Pedersen, Henrik Brøseth & Oddmund Kleven: Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

E-post: erlend.nilsen@nina.no, hans.pedersen@nina.no, henrik.broseth@nina.no, oddmund.kleven@nina.no

Pål F. Moa & Bjørn Roar Hagen: Høgskolen i Nord-Trøndelag, Postboks 2501, 7729 Steinkjer.

E-post: pal.f.moa@hint.no, bjorn.r.hagen@hint.no

Abstract

Nilsen, E.B., Pedersen, H.C., Brøseth, H., Kleven, O., Moa, P.F. & Hagen, B.R. 2015. The rock ptarmigan project in Lierne: Annual report 2015. NINA Report 1217. 28 pp.

In this report, we summarize the field activity and some results emerging from the first three years of field studies of rock ptarmigans in the municipality Lierne in Nord-Trøndelag county, Norway. During this period, we have applied a range of different field methods, including radio telemetry (based on VHF collars), point-count surveys and capture-recapture studies based on DNA extracted from ptarmigan scats. Radio collaring was conducted in the area around Lierne National Park, and during the winters 2012 and 2013 we collared 84 rock ptarmigans. In total, nine was reported as shot by hunters during the winter (n=6) and fall (n=3) hunting seasons, and 33 other mortalities were recorded (from predation and unknown causes). A large proportion of the ptarmigans left the study area between February and the start of the breeding season. We estimated that, given that the bird was alive, it was about 20% probability that it was still in the study area at the onset of the breeding season. Our study design did not allow us to estimate immigration in to the study area, and the results does thus not necessarily reflect the difference between the size of the winter and the summer populations. It does however indicate a large turnover of individuals between seasons. Further, the longest movement from the capture site that we documented was 79 km, and 15 ptarmigans were found at least one time >30 km from the capture site. Further, in April 2013, we conducted a pilot study aiming at establishing a field protocol for point-count surveys of rock ptarmigan in the spring. In total, 70 points were visited, of which 25 were visited twice. Based on these data, we estimated a mean detection probability at $p=0.39$ (95% C.I. 0.22–0.61), whereas the occupancy was (ψ) was estimated at 0.79 (95% C.I. 0.49–0.99). Based on these experiences, a similar pilot project conducted in Finnmark in 2015, and published methods from Svalbard, we have developed a first version of a field protocol for point-count surveys for rock ptarmigans that can be used as a basis for more large-scale surveys. During 2014 and 2015, we also sampled ptarmigan scats for DNA based capture-recapture studies across a 25 km² study area at Lifjellet. So far, we have collected data across three seasons (spring 2014, winter 2015 and spring 2015), with multiple visits in each season. We apply a robust design, making it possible to estimate abundance or density within seasons, and survival between seasons. Based on preliminary analysis, we consider this a very promising approach for future studies on rock ptarmigan population ecology.

Erlend B. Nilsen, Hans Chr. Pedersen, Henrik Brøseth & Oddmund Kleven: Norwegian Institute for Nature Research, P.O.Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.

E-mail: erlend.nilsen@nina.no, hans.pedersen@nina.no, henrik.broseth@nina.no, odd-mund.kleven@nina.no

Pål F. Moa & Bjørn Roar Hagen: Nord-Trøndelag University College, P.O.Box 2501, NO-7729 Steinkjer, Norway. E-mail: pal.f.moa@hint.no, bjorn.r.hagen@hint.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Metoder	8
2.1 Radiomerking av fjellryper	8
2.2 Punkttakseringer av stegger om våren.....	9
2.3 DNA-analyser av rypeekskrementer	10
3 Resultater	12
3.1 Overlevelse basert på radiomerkede individer.....	12
3.2 Storskala forflytningsmønster	14
3.3 Punkttaksering av stegger om våren.....	16
3.4 DNA-analyser og fangst-gjenfangst basert på rypeekskrementer	17
4 Diskusjon.....	21
5 Referanser	23

Forord

Fjellrypa (*Lagopus muta*) er en av to rypearter som finnes i norsk natur. Sammenliknet med sin noe større slektning lirypa (*L. lagopus*) er imidlertid fjellrypa lite studert. Det kan være flere årsaker til dette, blant annet at lirypa tradisjonelt har hatt noe høyere status som jaktobjekt samt at egnede studieområder er lettere tilgjengelig. Skal man studere fjellryper i norsk natur må man besøke vanskelig tilgjengelig fjellområder, noe som setter logistikken på prøve. I denne rapporten oppsummerer vi noen erfaringer og resultater fra de første tre årene med fjellrypeforskning i Lierne.

Hovedaktiviteten i dette prosjektet har vært finansiert av Miljødirektoratet, men vi har også mottatt tilskudd fra Trygve Gotaas fond, fylkeskommunene i Nord-Trøndelag og Nordland, samt interne midler og egeninnsats fra NINA og HiNT. Vi vil med dette rette en stor takk til våre finansører.

En lang rekke personer har bidratt til feltarbeidet som ligger bak denne rapporten. Sten Svartaas har bidratt i stor grad ved fangst av ryper. Roger Meås (NINA) har vært ansvarlig for gjennomføringen av peilinger fra fly og helikopter, og Øyvind Hamre (NINA) har hjulpet oss med forvaltningen av DNA-dataene. Fjellstyrene i Lierne (ved Nils Vidar Bratlandsmo, Leo Lyngstad og Tord Åberg) har hjulpet oss under feltarbeidet, og ikke minst vist stor vilje til å legge praktisk til rette og bidra med lokalkunnskap. En rekke studenter har også bidratt underveis, som en del av sine oppgaver. Thomas Rhode og Gøran Bolme (NMBU) har skrevet sine master-oppgaver på dette prosjektet, mens følgende HiNT-studenter enten har skrevet eller er i gang med sine bachelor-oppgaver på prosjektet: Ole Hugdahl, Marcus Schei Wiseth, Magnus Beyer Brattli, Carl Ruben Ærø og Jens Egil Pedersen.

Trondheim, 19 desember 2015, Erlend B. Nilsen

1 Innledning

Fjellrype (*Lagopus muta*) har en vid, sirkumpolar utbredelse og finnes over store deler av nordlige tundra- og høyfjellsregioner. Likevel er den, sammenliknet med sin noe større slektning lirypa (*L. lagopus*), lite studert. Det er derfor store mangler i vår kunnskap om denne arten. Dette til tross for at arten er én av få herbivore fuglearter som overvintrer i våre høyfjell, og at den er et høyt aktet jaktobjekt mange steder av landet. I november 2015 ble også fjellrypa, for første gang, klassifisert som «nær truet» på Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Dette har ytterligere aktualisert behovet for å skaffe til veie ny og oppdatert kunnskap om fjellrypas biologi og bestandsdynamikk.

For å fylle noen av kunnskapshullene omkring arten ble en feltstudie av fjellryper initiert i Lierne kommune i Nord-Trøndelag vinteren 2012. I løpet av de tre første årene av fjellrypeprosjektet i Lierne har vi benyttet en rekke ulike feltmetoder. De fleste av disse er relativt godt dokumentert og beskrevet i litteraturen, men deres egnethet til studier av fjellryper er lite kjent. Et viktig element i første fase av fjellrypeprosjektet i Lierne var radiomerking av fjellryper. Radiomerking av fugl og pattedyr revolusjonerte viltforskningen da teknologien ble tilgjengelig på 1970- og 1980-tallet. Også innenfor lirypeforskningen har merking av rypes med radiosender vært benyttet med stor suksess (Brøseth mfl. 2005, Sandercock mfl. 2011). Vi gjør her rede for våre viktigste erfaringer og resultater basert på denne metoden på fjellryper i Lierne. Videre har vi prøvd ut ulike metoder for å takserer eller estimere bestandstettheter og utbredelse av fjellryper. Igjen har vi benyttet oss av stort sett etablerte metoder, men igjen er deres egnethet til dette spesielle formålet relativt dårlig kjent. I Nilsen mfl. (2012) beskrev vi hvilke metoder som tidligere har blitt benyttet til å takserer fjellryper, og hvilke erfaringer man har med disse metodene basert på tidligere studier. Når vi designet våre feltstudier la vi vekt på disse erfaringene. I denne rapporten gir vi en oversikt over aktiviteten så langt og vi presenterer de viktigste funnene. Avslutningsvis diskuterer vi hvordan ytterligere kunnskapsinnhenting kan gjennomføres i årene framover.

2 Metoder

2.1 Radiomerking av fjellryper

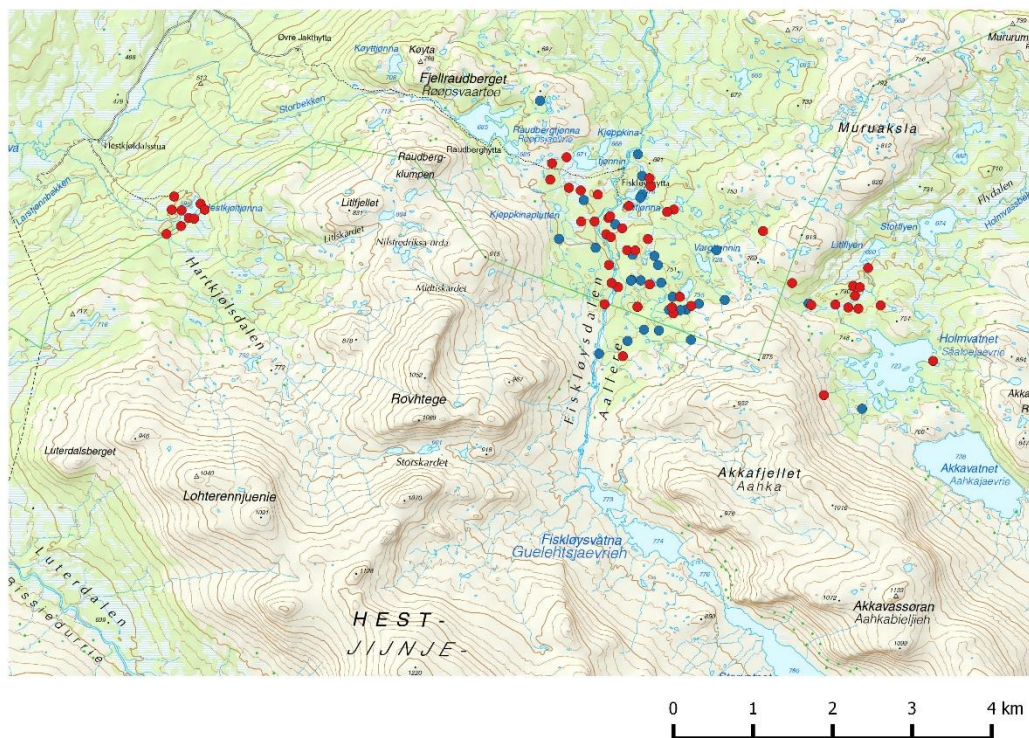
Fangsten foregikk fra snøscooter vinterstid. I forkant av fangsten var alle nødvendige tillatelser knyttet til fangst, håndtering og radiomerking av villlevende dyr samt tillatelse til å benytte snøscooter innhentet. Selve fangsten foregikk ved at man kjørte rundt med snøscooter om natten og forsøkte å lokalisere ryper. Når en eller flere ryper var lokalisert ble disse forsøkt blendet ved hjelp av en sterk lyskaster, slik at fangsteamet kunne nærme seg rypene uten at disse lettet. Det ble kjørt i jevn fart opp til rypene og lagt en stor, spesiallaget håv over disse. Så snart rypene var fanget ble det fulgt en standard prosedyre hvor 1) rypene ble plassert i et lystett fuglenett slik at de roet seg ned så godt som mulig, deretter 2) ble måle- og merkeutstyret klargjort. Deretter ble 3) rypene tatt ut av nettet, kjønns- og aldersbestemt, målt og veid. Ved aldersbestemmelse ble rypene kategorisert som ungfugl (<1 år) og voksen (> 1 år) basert kriterier beskrevet i (Bergerud mfl. 1963). I tillegg til vekt og vingelengde noterte vi lengden på brystbeinet, samt høyde og lengde på øye-kammen hos stegger. Videre ble eventuelle spesielle kjennetegn notert, og det ble tatt en fjærprøve for evt. DNA-analyser. Når alle målinger var foretatt ble 4) rypene merket med fotring samt radiosender. Vi benyttet radiosendere fra Holohil Ltd. av typen R1-2B. Det første året benyttet vi utelukkende sendere som veide 15 gram, mens vi i 2013 også benyttet sendere som veide 10 gram. Forventet levetid på disse senderne var henholdsvis 24 og 12 måneder.

I løpet av vinteren 2012 og 2013 gjennomførte vi i alt 19 netter med fangst av rype. Det var alltid to fangstteam ute og jobbet parallelt. I løpet av 8 netter vinteren 2012 ble det i alt fanget 55 fjellryper (**Tabell 1**) og 22 liryper. Av disse ble samtlige merket med fotring, mens kun fjellryperne ble instrumentert med radiosender. I 2012 ble det gjennomsnittlig fanget 6,9 fjellryper pr. fangstnatt. Vinteren 2013 ble det i løpet av 11 fangstnetter fanget i alt 30 fjellryper og 6 liryper. Av disse ble 29 fjellryper og 1 lirype instrumentert med radiosender (**Tabell 1**). I 2013 ble det gjennomsnittlig fanget 2,7 fjellryper pr. fangstnatt. Både i 2012 og 2013 foregikk all fangst i området rundt Hestkjølen i Lierne nasjonalpark (**Figur 1**).

Tabell 1. Oversikt over antall radiomerkede fjellryper i Lierne i løpet av vinteren 2012 og 2013.

År	Voksne hanner	Unge hanner	Voksne hunner	Unge hunner	Totalt	% ungfugl
2012	6	22	6	21	55	78%
2013	13	3	9	4	29	24%

Etter merking ble de radiomerkede rypene peilet fra fly og fra bakken. Totalt ble det gjennomført fem peilerunder fra fly eller helikopter i 2012 (18/3, 15/6, 11/7, 14/8 og 4/12) og fem i 2013 (29/1, 21/3, 11/4, 28/5 og 23/7). Gjennom vinteren og sommeren ble rypene i tillegg peilet fra bakken av personell fra Fjellstyrene i Lierne eller fra NINA og HiNT.



Figur 1. Oversikt over fangstlokaliteter for fjellryper i Lierne vinteren 2012 (rød) og 2013 (blå).

2.2 Punkttakseringer av stegger om våren

Som beskrevet i Nilsen mfl. (2012) er den vanligste metoden benyttet til å takserer fjellryper basert på punkttakseringer. Dette i motsetning til f.eks. liryper i Norge, hvor man benytter linjetakseringer og estimerer bestandstettheter basert på distance-sampling-metoder (Buckland mfl. 2001). Vi har undersøkt egnetheten til både linjetakseringer og punkttakseringer, men resultatene fra linjetakseringene er såpass marginale at vi her kun presenterer metoder og resultater fra punkttakseringene (men se Wiseth 2014 for en videre diskusjon). Vi vil imidlertid påpeke at erfaringene fra linjetakseringene tyder på at dette er en mindre egnet metode for fjellryper (se også diskusjon i Nilsen mfl. 2012).

Det er velkjent at en art ikke nødvendigvis oppdages selv om den er tilstede. Dette kalles observasjonsusikkerhet. Hvor sannsynlig det er at man faktisk oppdager arten gitt at den er tilstede kalles oppdagbarhetssannsynlighet, og er en av parameterne man forsøker å estimere. Basert på denne informasjonen kan man da estimere hvor stor sannsynlighet det er for at arten var tilstede men ikke ble observert (dvs. at det var fjellrype tilstede men den ble ikke registrert under besøket). Selv om punkttakseringer har blitt benyttet i flere tidligere studier er det lite som er kjent angående hvor mye oppdagbarheten varierer når f.eks. været eller bestandstettheten varierer. Det har derfor vært et sentralt poeng for oss å kunne estimere denne, slik at vi er bedre i stand til å gi råd om framtidig taksering av fjellryper i større skala.

Så langt har vi gjennomført en pilotstudie i Lierne basert på punkttakseringer. Her ble et sett med forhåndsbestemte punkter besøkt (Vedlegg 1). I utgangspunktet skulle alle punkter besøkes to ganger (fordelt på to ulike dager), men på grunn av logistikkmessige utfordringer ble kun 25 av i alt 70 tellepunkter besøkt to ganger. Det ble benyttet playback (med fjellrypelyd) ved ankomst

på hver lyttepunkt. I hvert punkt ble det så gjort registreringer i 20 min, og alle syns- og lydobservasjoner ble registrert. I tillegg ble det notert kjønn og antall fugl observert, nøyaktig tidspunkt for observasjonen, samt avstand til lyttepunktet. Basert på denne informasjonen kan oppdagbarheten potensielt beregnes ved hjelp av distance-sampling-metoder (Buckland mfl. 2001), site-occupancy-modeller (MacKenzie mfl. 2006) eller N-mixture modeller (Kéry & Schaub 2012, Royle 2004). Vi vil i resultatdelen gi en kort beskrivelse av de viktigste erfaringene så langt, men vil her kun presentere estimert oppdagbarhet basert på site-occupancy-modeller.

2.3 DNA-analyser av rypeekskrementer

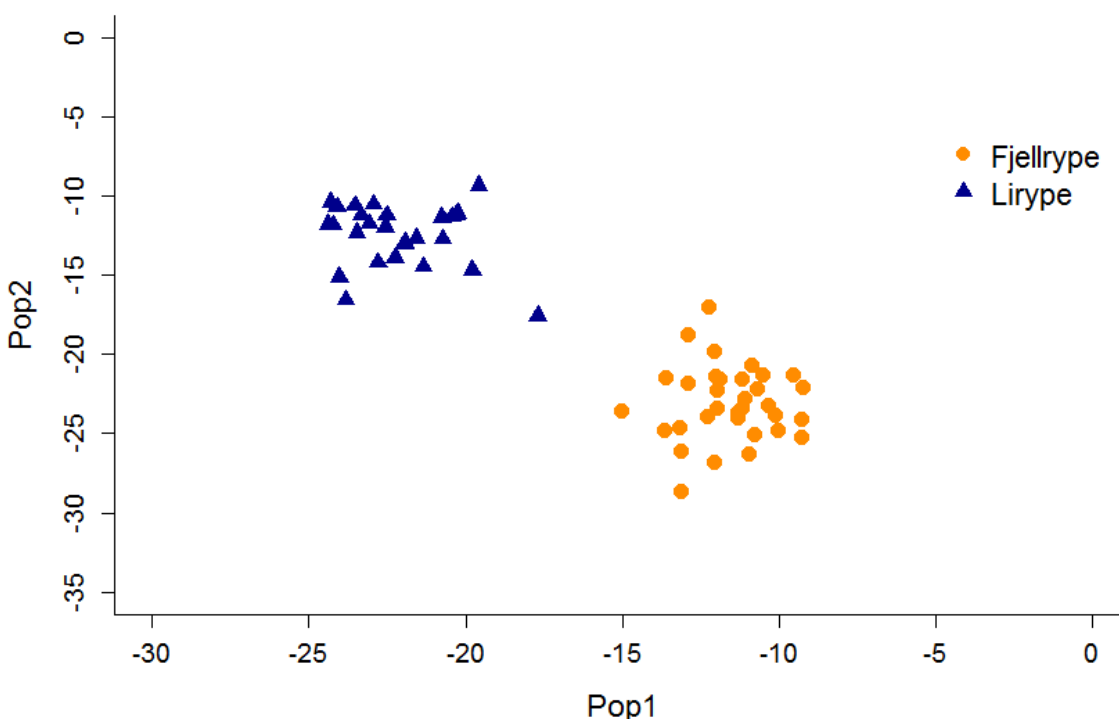
I løpet av våren 2014 og vinteren/våren 2015 har vi også gjennomført en pilotstudie av bruken av fangst-gjenfangst-metoder basert på DNA-analyser for å overvåke bestandsstatus (tetthet eller antall ryer innenfor et gitt område) og (tilsynelatende) overlevelse hos fjellryper. Basert på erfaringer fra andre arter (f.eks. Idaghdour mfl. 2003, Jacob mfl. 2010) valgte vi å benytte ekskrementer som en biologisk basis for DNA-analyser. Selv om bruken av slike metoder har blitt svært vanlig innenfor f.eks. rovdyrovervåkingen (Gervasi mfl. 2015) er det relativt uprøvd innenfor hønsefuglforskningen. Med synkende priser og tilgjengelig metodikk knyttet til DNA-analyser, burde dette imidlertid være svært godt egnet også innenfor forskning på hønsefugl i tiden framover. Vi har benyttet en robust design (Kendall mfl. 1997, Kendall mfl. 1995). I en slik design antar man typisk at bestanden er *åpen* (i endring) mellom primærperioder (her sesonger), mens den er *lukket* (ikke i endring) innenfor sekundærperioder. Dette gjør det i prinsippet mulig å estimere overlevelse mellom sesonger (*primærperiode*) og bestandstetthet innenfor sesonger (*sekundærperiode*). Både omfanget og tidsperioden er foreløpig for begrenset til å estimere overlevelse og/eller bestandstetthet med noenlunde presisjon. Vi vil derfor her kun gi en beskrivende oppsummering av datamaterialet, inkludert antall individer som er funnet flere ganger innenfor en primærperiode og/eller flere primærperioder. Selve samplingen ble gjennomført i et kvadratisk rutenett (Vedlegg 2), hvor innsatsen innenfor hver rute blir logget via taksørenes spor-loggen (fra GPSene) fra hver sampling-periode. Rent analysemessig vil disse dataene bli analysert ved hjelp av såkalte Spatial Explicit Capture Recapture (SECR)-modeller som i senere tid har blitt videreutviklet for en robust design (Efford 2004, Ergon & Gardner 2014).

DNA ble ekstrahert fra ekskrementprøver ved hjelp av et delvis automatisert system (Maxwell®16 Research Instrument) og tilhørende protokoll. Vi har testet ut og etablert et sett genetiske markører for individuell identifikasjon av fjellryper og liryper. Markørsettet består av ni variable mikrosatellitter og en kjønnsmarkør (**Tabell 2**). Mikrosatelittene som inngår i markørsettet amplifiserer relativt korte fragmenter (<300 basepar) som er særlig hensiktsmessig for analyser av rype-ekskrementer og mytefjær, som ofte har degradert DNA. For å effektivisere analyser og redusere kostnader er metoden optimalisert ved at mikrosatellitt-markørene analyseres i to multipleks-sett å 5 markører. Mikrosatellitt-lociene ble amplifisert ved hjelp av polymerase-kjede-reaksjon (PCR) og forward-primere merket med fluorescerende farger. Allelene ble separert ved kapillær elektroforese på en ABI3130xl Genetic Analyser. Lengden på fragmentene ble bestemt med programmet GeneMapper. Hver ekskrementprøve ble genotypet tre ganger og fra disse tre replikatene ble en konsensusgenotype konstruert. Kjønn ble bestemt ved at hanner amplifiserte ett allele mens hunner amplifiserte to alleler på kjønnsmarkøren. De ni mikrosatellittmarkørene amplifiserer DNA fra både fjellrype og lirype, men allelfrekvensene er forskjellige for de to artene. For å avgjøre om ekskrementene kommer fra fjellrype eller lirype blir DNA-profilene sammenliknet med DNA-profiler fra et referansemateriale bestående av 33 fjellryper og 27 liryper (**Figur 2**). For fjellrype er sannsynligheten lav (3.7×10^{-10}) for at to individer har identisk DNA-profil med dette markørsettet.

Tabell 2. Oversikt over mikrosatelittmarkørene som benyttes for arts-, individ- og kjønnsbestemmelse. n = antall individer genotypet (inkluderer flere individer enn dem som er analysert i 2014 og 2015); A = antall alleler; H_O = observert heterozygositet; H_E = forventet heterozygositet. Genotypene er analysert i programmet GenAlEx v6.501 (Peakall & Smouse 2012).

Locus	Referanser	n	A	Allel-størrelse (base-par)	H_O	H_E
ADL142	(Cheng & Crittenden 1994)	182	5	209-223	0,65	0,71
BG15	(Piertney & Höglund 2001)	182	7	133-157	0,80	0,78
BG16	(Piertney & Höglund 2001)	168	9	128-168	0,77	0,78
BG18	(Piertney & Höglund 2001)	182	10	131-179	0,81	0,79
Clock	(Johnsen mfl. 2007)	178	6	270-285	0,71	0,71
LLSD4	(Piertney & Dallas 1997)	177	17	177-217	0,89	0,88
sTuD1	(Jacob mfl. 2010)	181	16	147-183	0,85	0,83
sTuT3	(Jacob mfl. 2010)	182	8	84-112	0,71	0,76
Z-054 ¹	(Dawson mfl. 2015)	121	8	243-261	0,52	0,55
PU & P8	(Pérez mfl. 2011)	121♂	1	193		
		61♀	2	193, 220		

1: Polymorfisme kun estimert for hanner da denne markøren er kjønns-linket.



Figur 2. Gruppering av fjellryper (fylte oransje sirkler) og liryper (fylte blå trekanten) basert på fordeling av allel-frekvenser for 9 mikrosatelittmarkører fra et referansemateriale bestående av 33 fjellryper og 27 liryper. Hvert punkt representerer et individ. For å avgjøre om en ekskrementprøve kom fra fjellrype eller lirype ble DNA-profilen fra ekskrementprøven sammenliknet med dette referansematerialet.

3 Resultater

3.1 Overlevelse basert på radiomerkede individer

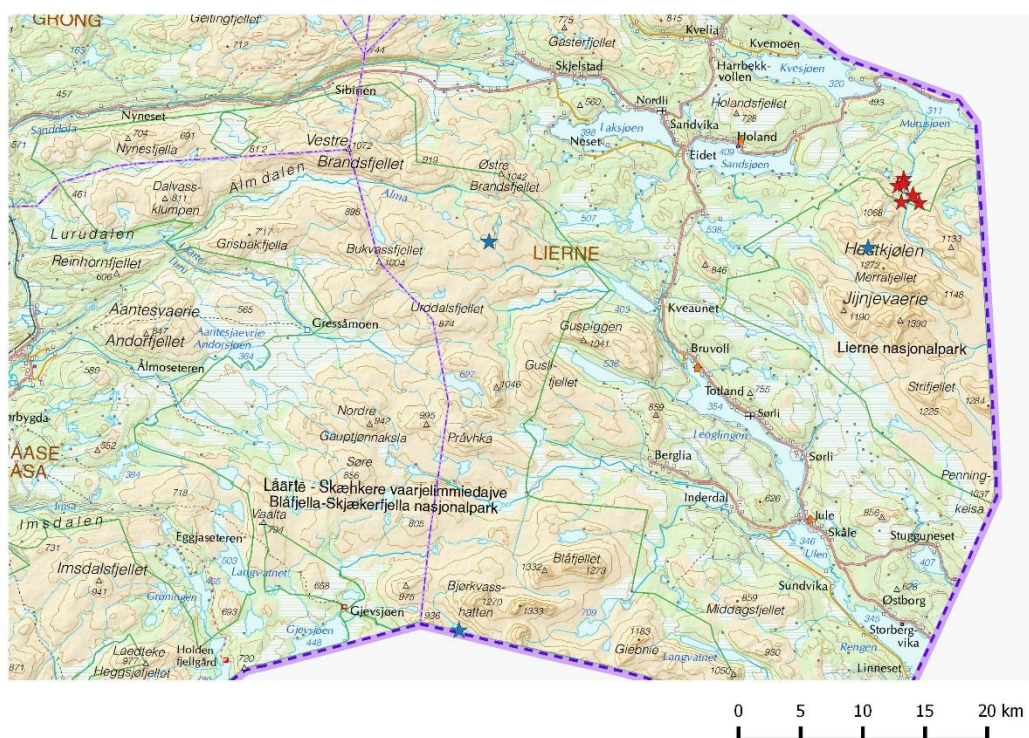
Av totalt 84 radiomerkede fjellryper vinteren 2012 og 2013 ble det dokumentert dødelighet på 42 individer (**Tabell 3**). Av disse ble ni dokumentert skutt under jakta, hvorav seks under vinterjakta og tre under høstjakta. De rypene som ble skutt under vinterjakta ble alle skutt den vinteren de ble merket, og samtlige oppholdt seg fortsatt i merkeområdet (**Figur 3**). To fjellryper som ble felt under høstjakta hadde forflyttet seg henholdsvis 37 km og 50 km fra merkestedet (**Figur 3**). Av totalt 29 lryper merket med fotring i 2012 og 2013 har vi fått melding om at fire er skutt under jakta (1 vinter og 3 høst). De tre rypene som ble skutt om høsten ble skutt henholdsvis <1, 13 og 34 km fra merkestedet.

Basert på de tilgjengelige data har vi også estimert sesongmessig overlevelse. Som beskrevet nedenfor forflyttet en stor andel av rypene seg bort fra studieområdet rundt Hestkjølen utover våren, slik at vi mistet kontakt med flere av disse rypene. Vi har derfor basert analysene kun på ryer som oppholder seg innenfor studieområdet, og som har vært tilgjengelig for bakkepeiling. Vi begrenset analysene til ryer som oppholdt seg i området innenfor Lierne nasjonalpark (se Vedlegg 3). Siden utvalgsstørrelsen avtok utover sommeren og høsten har vi begrenset overlevelsesanalysene til å gjelde for perioden 1. februar til 31. juli. Basert på Kaplan-Meyer-overlevelsesanalyser (Heisey & Patterson 2006, Murray & Patterson 2006, Pollock mfl. 1989) ble samlet overlevelse for alle kjønns- og aldersgrupper estimert til 0,54 (95% konfidensintervall: 0,40–0,73; **Figur 4**). I perioden hvor vi har størst utvalgsstørrelse (1. februar t.o.m. 25 april) ble overlevelsen estimert til 0,70 (95% konfidensintervall: 0,59–0,82). Siden utvalgsstørrelsen avtok utover sommeren og høsten (i tråd med at rypene døde eller forlot studieområdet), har vi ikke mulighet til å estimere (årlig) jaktdødelighet på en sikker måte. Men ser vi kun på perioden om vinteren, fra merking februar og ut vinterjakta (t.o.m. 28. februar), estimeres denne til 0,08 (95% konfidensintervall: 0,02–0,14).

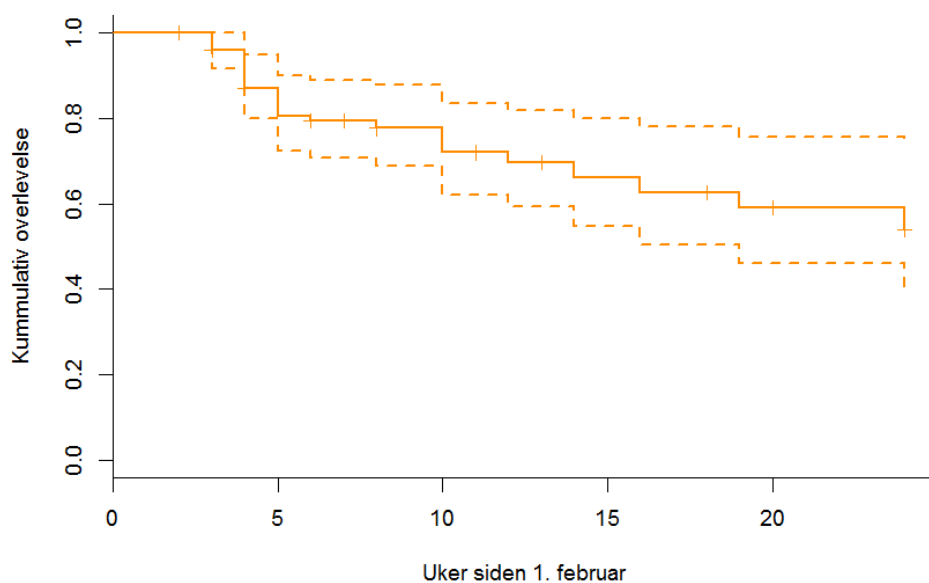
Tabell 3. Oversikt over status for 84 radiomerkede fjellryper i Lierne i årene 2012 og 2013. Kolonnen «Ukjent» summerer opp antall individer hvor vi enten har hørt mortalitetssignaler under peiling men hvor den ikke er funnet igjen i felt, eller tilfeller hvor vi har funnet igjen den døde rypa men ikke kunnet sannsynliggjøre eller fastslå dødsårsak. 3 ryper merket i 2012 var fortsatt i live innenfor studieområdet i 2013, og inngår derfor i overlevelsesestimater begge årene.

Merkeår	Skutt under jakt	Predasjon	Ukjent	«Censored»*	Antall merket
2012	7	10	15	23	55
2013	2	4	4	19	29

*: Censored = I live når vi mistet kontakt med rypa eller når radiotelemetrystudiet ble avsluttet.



Figur 3. Oversikt over fellingssted for ni radiomerkede fjellryper som ble merket i Lierne vinteren 2012 og 2013. Fellingssted er markert med stjerne på kartet. Fjellryper skutt om vinteren er markert med rød stjerne ($n=6$), mens fjellryper skutt om høsten er markert med blå stjerne ($n=3$)

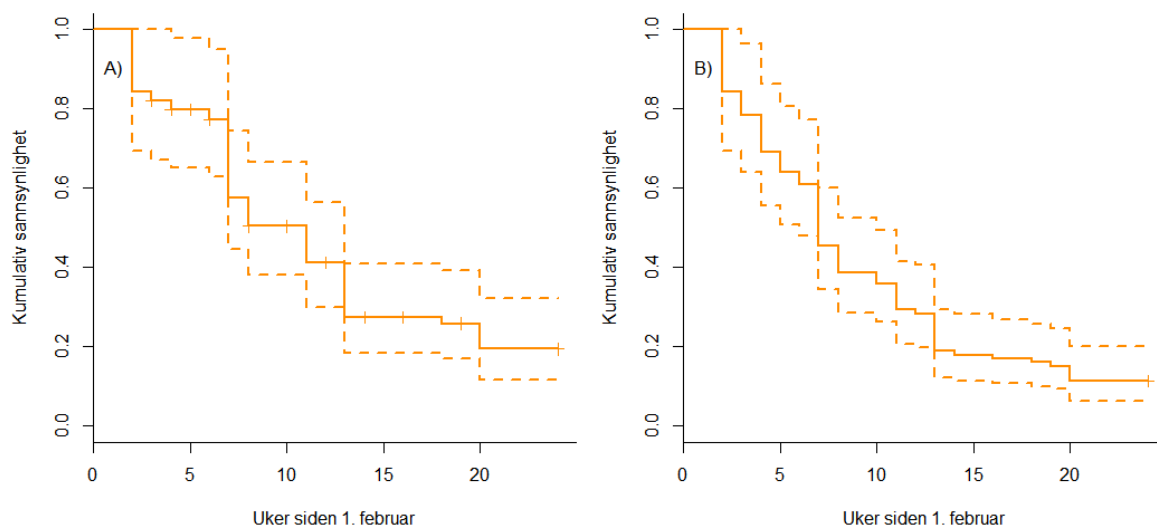


Figur 4. Kumulativ overlevelse for radiomerkede fjellryper i perioden 1. februar til 31. juli. Stippled linjer markerer 95% konfidensintervaller. Begge kjønns- og aldersgrupper er inkludert. Vertikale markører indikerer tidspunkt hvor ryer ble tatt ut av utvalget, pga. at vi hadde mistet kontakt.

3.2 Storskala forflytningsmønster

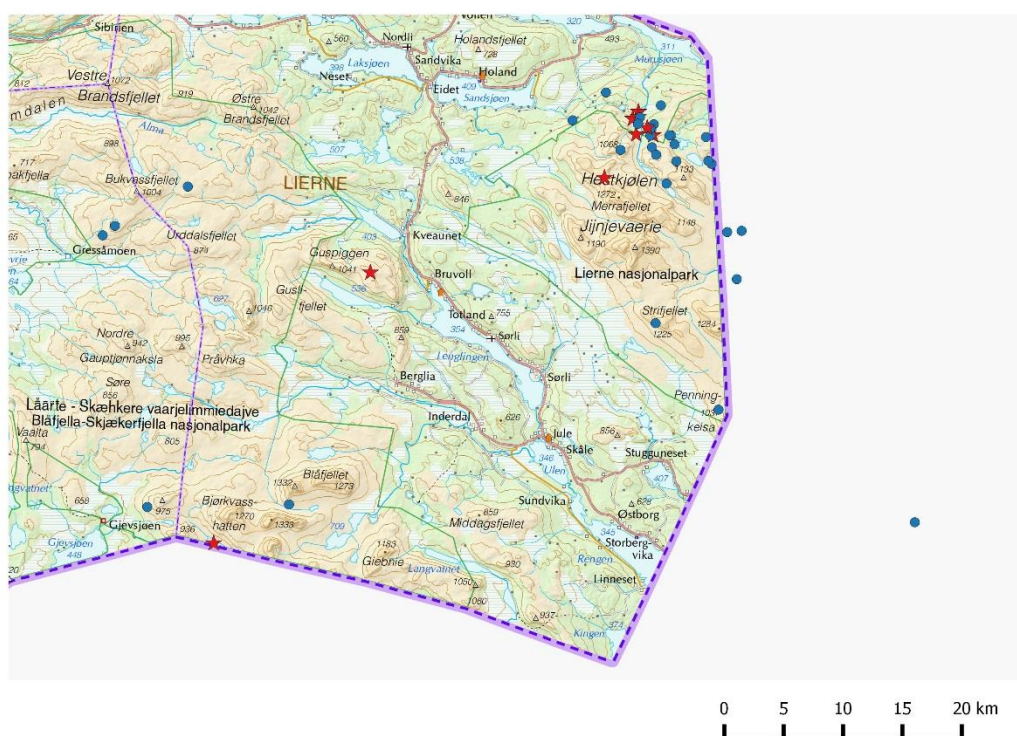
En stor andel av de 84 radiomerkede fjellryper forflyttet seg i løpet av vinteren og våren bort fra studieområdet ved Hestkjølen. Ved å basere oss på samme definisjon på studieområdet som i avsnittet foran, estimerte vi hvor stor sannsynlighet det var for at en fjellrype merket i løpet av februar/mars var tilstede innenfor området i månedsskiftet mai/juni (når hekkesesongen begynner). Til disse analysene benyttet vi Kaplan-Meyer-overlevelsesanalyser (Pollock mfl. 1989). Dersom vi suksessivt fjerner fjellryper som var dokumentert døde innenfor studieområdet (**Figur 5 A**) estimerte vi en sannsynlighet på 0,19 (95% konfidensintervall: 0,12–0,32). Det kan tolkes som at det er om lag 20% sannsynlighet for at en rype som er tilstede begynnelsen av februar fortsatt er tilstede i studieområdet i månedsskiftet mai/juni, gitt at den ikke dør i løpet av perioden. Dersom vi ikke fjerner døde ryper fra estimeringen estimeres tilsvarende sannsynlighet til 0,11 (95% konfidensintervall: 0,06–0,20; **Figur 5 B**). Gitt at vi har merket et representativt utvalg av rypene som var tilstede betyr dette at bare litt i overkant av 10% av rypene som var tilstede på merketidspunktet fortsatt var i live og tilstede innenfor studieområdet i månedsskiftet mai/juni.

En del av rypene som ifølge denne definisjonen hadde forlatt studieområdet var vi seinere i kontakt med i andre områder under flypeiling (se under), mens andre mistet vi helt kontakt med. Slik sett er det en viss fare for at de estimerer som er rapportert her underestimerer den sanne sannsynligheten. Omfattende peilinger fra bakken gjennom sommer og høst, flypeilinger i etterkant av hekkesesongen, samt rapporter om skutte ryper i høstjakta gir likevel grunn til å tro at en eventuell underestimering ikke er vesentlig.



Figur 5. Kumulativ sannsynlighet for at en fjellrype er igjen innenfor Hestkjølen. I A) har er denne estimert kun for fjellryper som er i live (døde fjellryper er suksessivt fjernet fra estimeringen), mens i B) er også døde fjellryper med i estimeringen. Begge kjønns- og aldersgrupper er inkludert. I figur A indikerer vertikale markører tidspunkt hvor ryper ble tatt ut av utvalget, pga. at vi hadde registrert mortalitet.

Når de radiomerkede fjellrypene forlot studieområdet ved Hestkjølen har vi bare i begrenset omfang lyktes med, eller hatt kapasitet til, å holde kontakt med disse. Slik sett er vi ikke i stand til estimere gjennomsnittlige forflytningsavstander på en robust måte. En rekke gjenfunn av ryer som sendte mortalitetssignaler under flypeilinger, samt ryer som har vært rapportert skutt under jakta indikerer imidlertid at i alle fall en viss del av bestanden forflytter seg relativt langt mellom sesonger (**Figur 6**). Den lengste forflytningen vi observerte var 79 km fra merkestedet. Totalt, basert på fjellryper peilet i live, fjellryper som sendte mortalitetssignaler under flypeilinger samt fjellryper som har vært rapportert skutt under jakta, har vi observert seks ryer som har forflyttet seg 50–80 km fra merkeområdet, seks ryer som har forflyttet seg 40–50 km fra merkeområdet, tre ryer som har forflyttet seg 30–40 km fra merkeområdet, og tre ryer som forflyttet seg 20–30 km fra merkeområdet. Som en kuriositet kan vi nevne at en av rypene forflyttet seg fra merkeområdet i løpet av den første sommeren, og ble seinere peilet i live i området rundt Gaundalen en rekke ganger (Vedlegg 4).

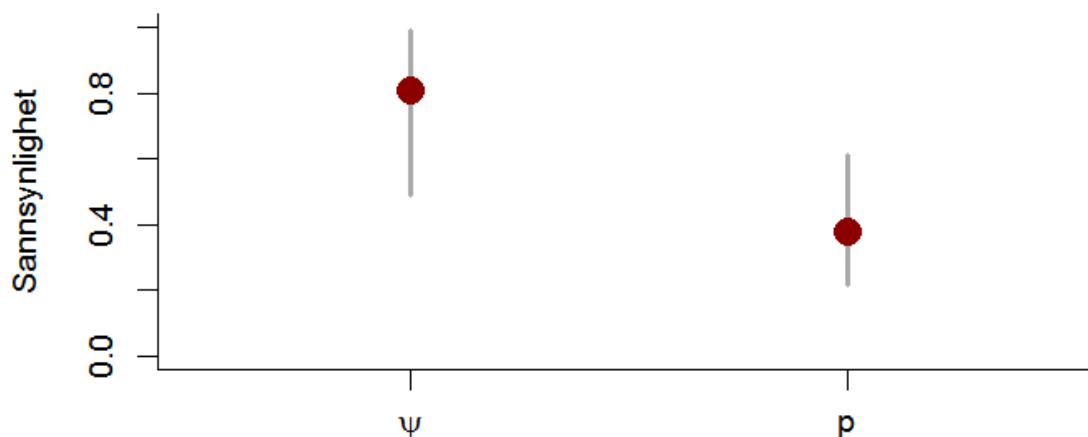


Figur 6. Oversikt over posisjoner hvor fjellryper merket i studieområdet ved Hestkjølen har blitt skutt (rød stjerne) eller hvor annen mortalitet har blitt registrert (blå fylt sirkel). Grå områder på kartet ligger i Sverige.

3.3 Punkttaksering av stegger om våren

Hovedformålet med å teste ut punkttaksering av fjellryper på seinvinter/vår i Lierne i dette prosjektet var å vurdere tidsbruk, samt å estimere «oppdagbarheten» basert på gjentatte besøk. I løpet av april 2013 besøkte studenter ved Høgskolen i Nord-Trøndelag i alt 70 ulike tellepunkter, hvorav 25 punkter ble besøkt 2 ganger (på to påfølgende dager). På disse 70 tellepunktene ble det gjort en eller flere observasjoner av fjellryper på 36 tellepunkter. Basert på de 25 tellepunktene som ble besøkt to ganger estimerte vi «tilstedeværelse» (ψ) (*sensu* MacKenzie 2006) og oppdagbarhet (p) basert på en bayesiansk «site-occupancy-modell» (Kéry & Schaub 2012). Den estimerte tilstedeværelsen (ψ) er et mål på hvor stor andel av tellepunktene det befinner seg fjellryper, når man tar hensyn til at man ikke alltid observerer den selv om den er tilstede. Basert på de tilgjengelige data estimerte vi ψ lik 0,79 (95% C.I. 0,49–0,99) og oppdagbarhet p lik 0,39 (95% C.I. 0,22–0,61). Selv om relativt beskjeden utvalgsstørrelse gjør parameterestimaterne usikre (**Figur 7**), og oppdagbarheten forventes å variere med en rekke faktorer (vind- og solforhold, tetthet av ryer, tid på dagen osv.) er tilsvarende estimater ikke tilgjengelig fra andre områder i Norge. For å kunne skalere tidsbruken i de ulike lyttepostene beregnet vi også hvor lang tid det tok før (den første) observasjonen ble gjort i et punkt. Her ble kun første observasjon for hvert punkt benyttet til beregningen, dersom det var flere observasjoner fra samme punkt. I gjennomsnitt ble 50% av observasjonene gjort før det var gått 5 minutter, og om lag 80% av observasjonene når det var gått om lag 11 minutter. 90% av observasjonene var gjort før det var gått 15 minutter.

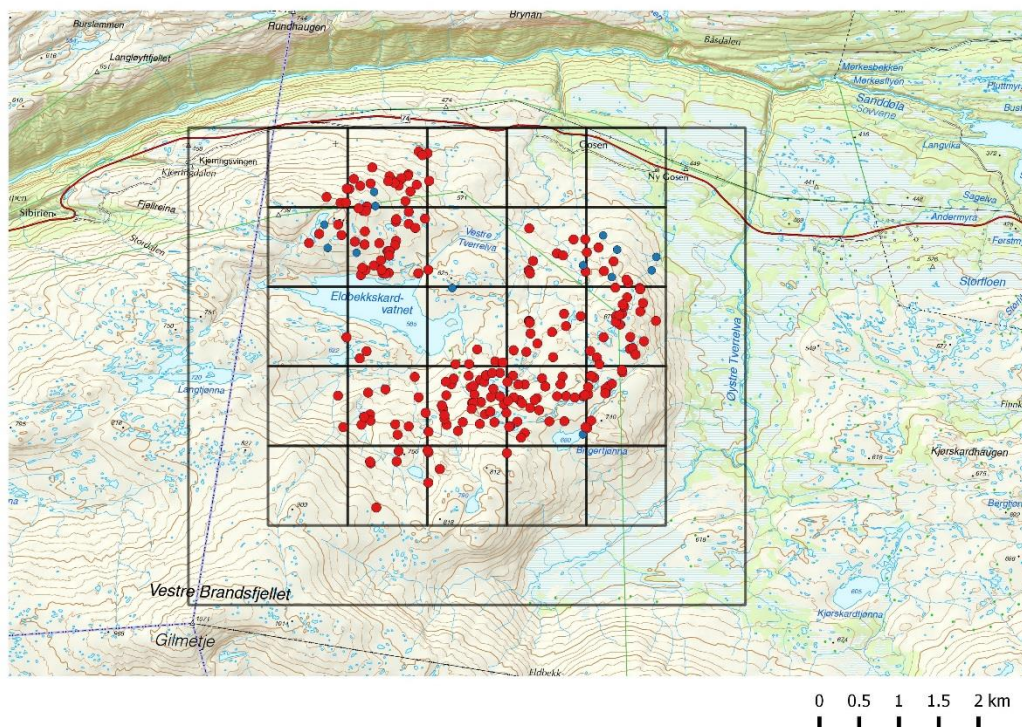
Basert på erfaringer fra disse takseringene i Lierne, tilsvarende pilotprosjekt i Finnmark våren 2015 (gjennomført av Finnmarkseiendommen), samt publisert metodikk fra Svalbard har vi utarbeidet en foreløpig feltprotokoll for fjellrypetakseringer basert på punkttaksering om våren. Denne vil danne grunnlag for videre utprøving av metodikken i større skala de kommende årene.



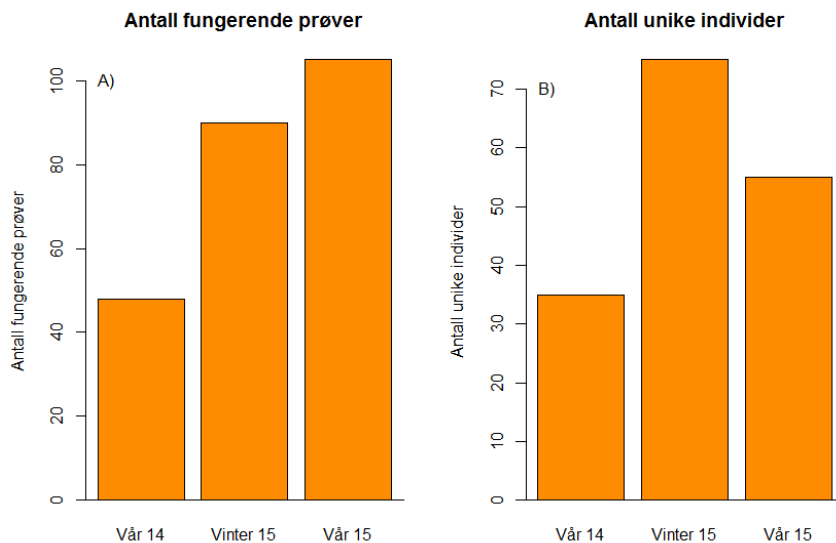
Figur 7. Estimert tilstedeværelse (ψ) og oppdagbarhet (p) av fjellryper på de tellepunkter i Lierne som ble besøkt to ganger hver i løpet av april 2013.

3.4 DNA-analyser og fangst-gjenfangst basert på rypeekskrementer

I løpet av 2014 og 2015 gjennomførte vi tre perioder (vår 2014, vinter 2015 og vår 2015) med datainnsamling spredt over hele studieområdet på Lifjellet (**Figur 8**). Totalt analysert vi 279 innsamlede ekskrementprøver, hvorav 257 (92%) var av god nok kvalitet til å kunne arts-, kjønns- og individbestemmes (**Figur 9 A**). Av disse prøvene ble 242 artsbestemt til fjellrype, mens de resterende 15 prøvene ble bestemt til lirype. De 242 prøvene fra fjellrype representerte 148 unike individer (**Figur 9 B**), hvorav 103 var stegger og 45 var høner. Størst antall fungerende prøver ble analysert vår 2015 (**Figur 9 A**), mens flest individer ble identifisert basert på prøver samlet inn vinteren 2015 (**Figur 9 B**).



Figur 8. Oversikt over studieområdet (omkransende kvadrat), innsamlings-ruter (små-kvadrater) og lokalisering av fungerende prøver. Røde fylte sirkler indikerer fjellrypeprøver, mens blå fylte sirkler indikerer lirype-prøver.



Figur 9. Oversikt over antall fungerende prøver (A) og antall unike fjellrypeindivider (B) identifisert via DNA-mikrosatellitter ekstrahert fra rype-ekskremer fordelt på tre sesonger.

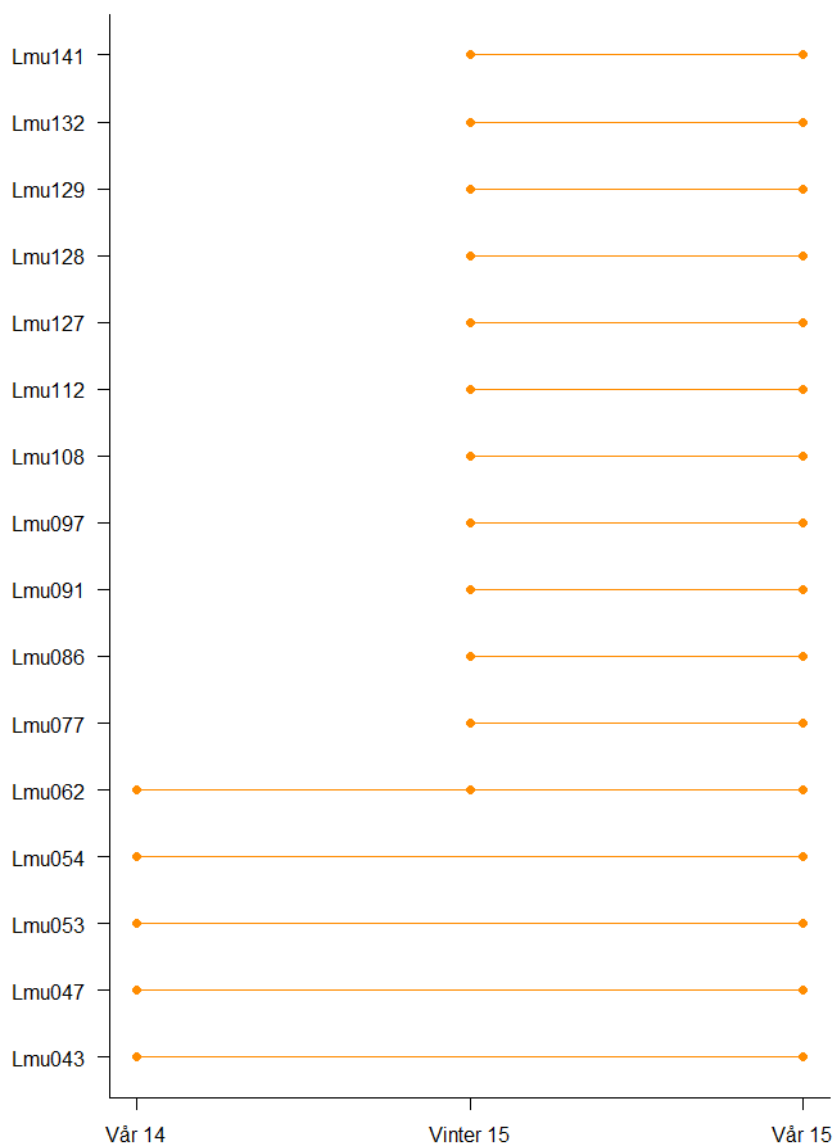
Innenfor de ulike sesongene var gjenfangstratene, gitt den innsatsen vi hadde kapasitet til å legge ned, relativt beskjeden (**Tabell 4**). Generelt var gjenfangsten lavest om vinteren, mens den var noe høyere i vårsesongene. Videre ble i alt 16 ulike individer funnet igjen i minst to sesonger (**Figur 10**), hvorav fem individer ble funnet både våren 2014 og våren 2015, og 12 individer ble funnet både vinteren 2015 og våren 2015. Kun ett individ (Lmu062; **Figur 10**) ble funnet i alle tre sesonger.

Tabell 4. Oversikt over antall unike individer klassifisert på grunnlag av DNA ekstrahert fra biologisk materiale (ekskremer) samlet inn på Lifjellet i studieperioden. Kun fjellryper er inkludert i oversikten

	Vår 2014		Vinter 2015				Vår 2015	
Antall ind. i perioden	35		75				55	
Antall ind. i prøvematerialet ¹	S1: 17	S2: 26	S1: 24	S2: 22	S3: 17	S4: 21	S1: 40	S2: 25
Antall gjenfangster innad i periode ²	8		9				10	

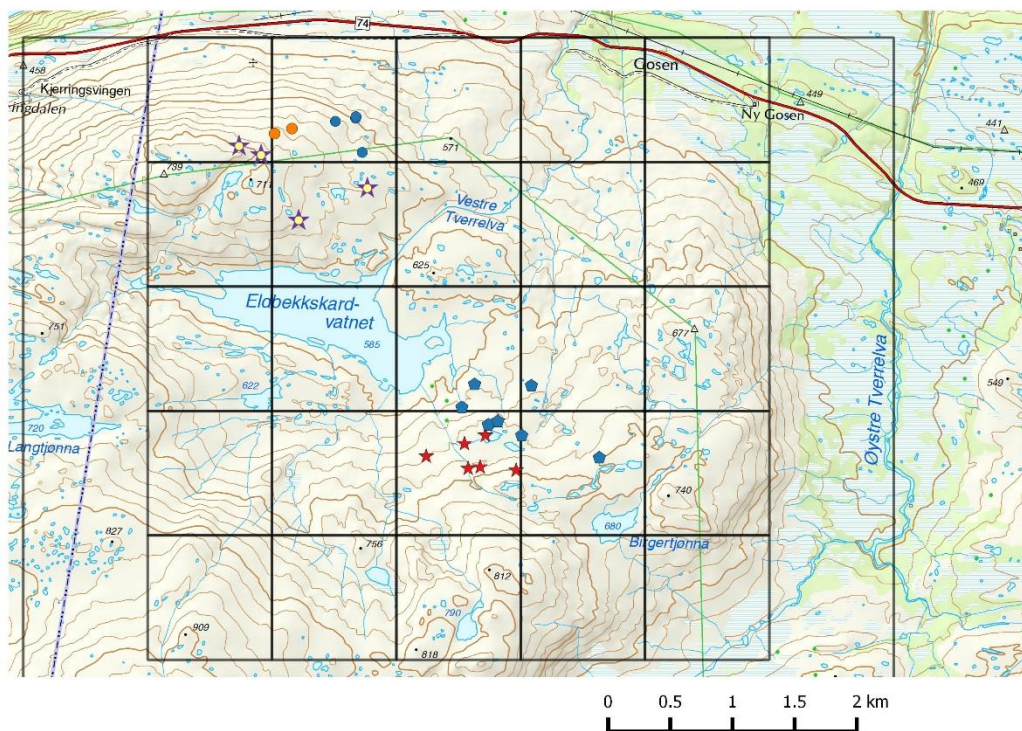
1: Antall individer innenfor sekundærperioden (lik en samplingrunde)

2: Antall individer funnet i to eller flere sekundærperioder innenfor en primærperiode



Figur 10. Oversikt over individer som er funnet igjen over flere sesonger basert på DNA ekstrahert fra rypeekskrements.

For rypen som ble gjenfunnet mellom sesonger (**Figur 10**) estimerte vi også avstand (i meter) mellom de punkter som lå lengst fra hverandre. Basert på et gjennomsnitt av 3,5 prøver (minimum 2; maksimum 7) fra hver av disse rypene, lå de to punktene som var lengst fra hverandre i gjennomsnitt 1132 meter (SD= 700) fra hverandre. Generelt for rypen som er funnet igjen begge vårsesongene er at de er funnet igjen relativt nært hvor de ble funnet sesongen før (**Figur 11**). Selv om dette er i overensstemmelse med funn fra liryper (Brøseth mfl. 2005) trengs mer data for å fastslå hvorvidt dette også er tilfelle for fjellryper.



Figur 11. Oversikt over funnsted for fem fjellryper hvor fungerende DNA-prøver ble samlet inn både våren 2014 og 2015. De ulike rypene er markert med ulike symboler på kartet. Rype «Lmu062» som ble funnet i alle tre sesonger (se Figur 10) er markert med blå pentagon-symboler.

4 Diskusjon

Før fjellrypeprosjektet i Lierne ble initiert i 2012 var det ikke gjennomført større feltstudier av fjellryper på fastlands-Norge. Vi har derfor benyttet en del tid i denne første fasen på å prøve ut og utvikle egnede metoder. En del ny og forvaltningsrelevant kunnskap omkring fjellrypa har likevel blitt generert gjennom denne første fasen av prosjektet.

Sammenliknet med studier av radiomerkede liryper i tidligere prosjekter i Norge (Brøseth mfl. 2005) beveget fjellrypene som ble radiomerket i området rundt Hestkjølen i Lierne seg over store områder. Som rapportert i kapittel 3.2 gjorde vi en rekke observasjoner av fjellryper som forflyttet seg langt, opptil 79 km fra merkestedet. En rekke individer ($n=15$) forflyttet seg 30 km eller mer fra merkestedet. Gitt at rypa var i live var det bare omtrent 20% sjanse for at den var innenfor studieområdet i Hestkjølen i månedsskiftet mai/juni. Selv om vi så langt ikke har nok data til å estimere gjennomsnittlige forflytningsavstander eller retninger på en robust måte, synes det trolig at en stor del av rypene forflytter seg over lange avstander mellom sommer og vinterområder. Liknende forflytninger (dog over mindre avstander) har tidligere blitt rapportert for lirype i enkelte områder (Hornell-Willebrand mfl. 2014), samt for fjellryper i andre deler av utbredelsesområdet (se referanser i Nilsen mfl. 2012). Den relativt lave gjenfangstraten mellom vår- og vinterseongen i DNA-studien på Lifjellet (kapittel 3.4) kan tyde på at det samme er tilfellet der. Et mønster med lange forflytninger mellom vinter og sommer kan oppstå både dersom det foregår en samlet forflytning mellom atskilte vinter og sommerområder, eller dersom enkelte områder fungerer som vinterområder mens rypene er mer spredt ut over et langt større område i hekkesesongen. Basert på de tilgjengelige data så langt i studien ser det ut til at det er det siste som er tilfellet, hvor rypene aggregeres innenfor vinterområdene for så å opptre mer spredt gjennom hekkesesongen. Et viktig poeng er imidlertid at selv om kun omtrent 10% av de rypene som ble merket om vinteren fortsatt var i live innenfor studieområdet i månedsskiftet mai/juni, betyr ikke dette at hekkebestanden i området nødvendigvis utgjør 10% av vinterbestanden. I tillegg til usikkerheten i estimatene skyldes dette at merking av ryper innenfor ett studieområde slik som her, ikke gjør det mulig å estimere immigrasjon (innvandring) til området i forkant av hekkesesongen.

De observerte forflytningsmønstrene har flere forvaltningsimplikasjoner:

- 1) For det første vil det føre til at bestandsdynamikken over store områder kan kobles sammen, siden ryper fra store områder potensielt kan utsettes for de samme miljøforholdene gjennom vinteren når de deler oppholdssted.
- 2) Dette har også implikasjoner for jaktforvaltningen, siden vinterjakten i slike tilfeller ikke bare vil påvirke den bestanden som oppholder seg i området om sommeren/høsten. På lokal skala innenfor et «vinterområde» vil dette kunne medføre at man overestimerer jaktdødeligheten dersom man f.eks. sammenholder den med bestandsdata fra høsten. På større skala vil dette kunne medføre at man underestimerer jaktdødeligheten, dersom ryper fra store områder med begrenset vinterjakt likevel utsettes for jakt innenfor «vinterområdene». Basert på våre data ble om lag 8% av de merkede rypene dokumentert skutt i løpet av kort tid innenfor den siste delen av vinterjakta.
- 3) Den siste åpenbare implikasjonen for forvaltningen er at størrelsen på vinterbestanden ikke nødvendigvis er relatert til størrelsen på hekkebestanden innenfor et område. I forbindelse med takseringer på våren (se under) er det derfor viktig at dette skjer såpass seint på vinteren/våren at rypene har forflyttet seg til sine hekkeområder. Basert på data fra de radiomerkede rypene i 2012 og 2013 ser det ut til at i alle fall en andel av rypene forflytter seg også seinere enn medio april. Data fra de to første årene med fangst-gjenfangst basert på DNA ekstrahert fra rypeekskrementer samlet inn på Lifjellet viser imidlertid at alle ryper som ble identifisert både våren 2014 og 2015 oppholdt seg på omtrent samme plass innenfor studieområdet. Sterk tendens til gjenbruk av områder mellom hekkesesonger har også blitt rapportert for liryper (Brøseth mfl. 2005), og en lengre dataserie vil avdekke om dette generelt er tilfellet for fjellrypene også.

Basert på 84 radiomerkede fjellryper estimerte vi en 6-måneders overlevelse (februar – juli) på omtrent 54% (40% - 73%). Dette tilsvarer omtrent den årlige overlevelsen i ikke-jaktede liryper-

bestander (Sandercock mfl. 2011). Siden estimert overlevelse i denne studien hverken inneholder informasjon fra høstjakta eller en (ofte) høyere naturlig dødelighet om høsten, er det grunn til å forvente at årlig overlevelse for studiepopulasjonen vil være vesentlig lavere enn 54%. Dersom man antar at dødsrisiko for resten av året er relativt lik det den er for de 6 månedene vi har estimert overlevelse for, vil dette tilsvare en årlig overlevelse på om lag 30%. Dette er et interessant funn, siden fjellrypebestandene våre generelt har en negativ utvikling, og det er ofte antatt at nedsatt hekkesuksess som følge av økt predasjonstrykk og dårlig klima under hekkesesongen er hovedårsaken til nedgangen. I realiteten er de demografiske mekanismene som har ført til denne utviklingen dårlig kjent. Det er viktig å merke seg at den relativt høye andelen ungfugl som ble merket i 2012 (**Tabell 1**) kan ha påvirket estimatet, da ungfugl kan ha lavere overlevelse. Andelen ungfugl var imidlertid meget lav i 2013 (**Tabell 1**), og vi observerte ingen signifikant forskjell i overlevelse mellom årene fra 1. februar til 31. juli ($p=0.24$, Cox proportional hazard model).

Den åpenbare forvaltningsverdien av dette er at studier som fokuserer på årlig overlevelse (i tillegg til reproduktiv suksess) bør prioriteres i tiden framover. Mens tidligere studier ofte har benyttet radiotelemetri for å kunne estimere årlig overlevelse, ser dette ut til å være en langt mer ressurskrevende tilnærming for fjellryper på grunn av deres forflytningsmønster (se over). Vi har derfor også undersøkt egnetheten til fangst-gjenfangst metoder basert på DNA ekstrahert fra rypeekskrementer (kapittel 3.4). Selv om datamengden så langt er begrenset, er den estimerte overlevelsen gjennom det første studieåret (vår 2014 til vår 2015) i godt samsvar med hva man finner dersom man ekstrapolerer overlevelsen hos de radiomerkede rypene til en årlig overlevelse (se over). En videreføring av denne metoden synes derfor egnet til å studere årlig overlevelse hos fjellrype over større og flere områder. Siden dette generelt krever en lavere feltinnsats enn radiotelemetristudier basert på VHF-sendere, synes metoden derfor å være godt egnet til en større studie hvor studiedesignen knyttes til å studere hvordan ulike miljøfaktorer påvirker årlig overlevelse.

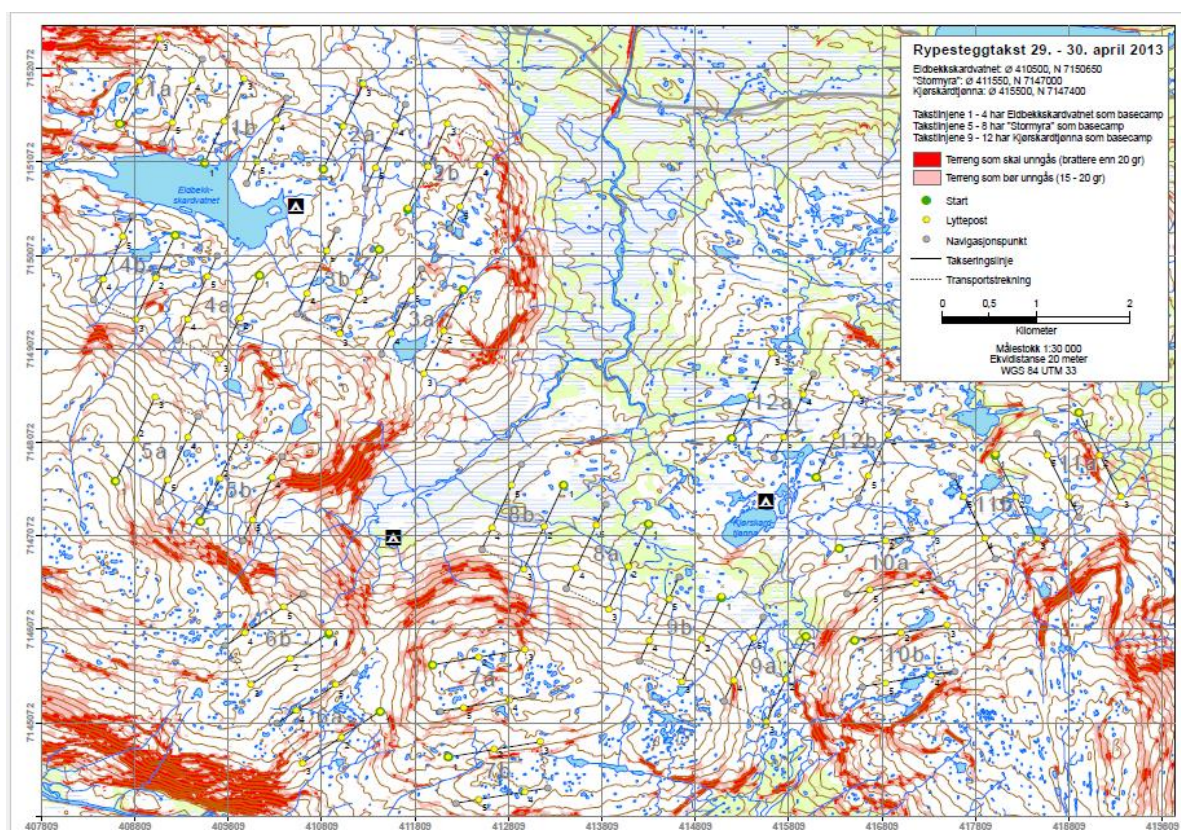
En av motivasjonene for å undersøke egnetheten til punkttakseringer om våren som en metode for å overvåke/taksere fjellrypebestanden er at svært få rettighetshavere takserer sine fjellrypebestander som et ledd i forvaltningen. Siden vi benytter en robust design (se kapittel 3.4) er i prinsippet også fangst-gjenfangst basert på DNA ekstrahert fra rypeekskrementer som beskrevet tidligere en egnet metode. På grunn av de høye kostnader knyttet til DNA-analyse ved bruk av denne metoden, anser vi det som lite trolig at dette vil bli en standard metode som et større antall rettighetshavere vil benytte. Basert på erfaringer fra Svalbard (Pedersen mfl. 2012) og i andre områder (se diskusjon i Nilsen mfl. 2012) synes punkttakseringer om våren å være en egnet metode, og våre erfaringer med metoden så langt er lovende. I våre data fra Lierne ble 50% av observasjonene (kun medberegnet første observasjon i hvert punkt) gjort i løpet av fem minutter på posten, og 80% av observasjonene var gjort i løpet av 11 minutter. Liknende resultater ble rapportert fra Svalbard (Pedersen mfl. 2012). Når det gjelder oppdagbarheten (p) ble denne i vår studie i Lierne estimert til 0,39 (95% C.I. 0,22–0,61), mens den fra den i perioden 2000–2009 ble rapportert til å variere mellom år og habitat, men generelt i størrelsesordenen 0,20–0,50 (Pedersen mfl. 2012). I en eventuell oppskalering av metoden anbefales det at man benytter metoder beskrevet i MacKenzie og Royle (2005) for å optimalisere innsatsen (med tanke på antall besøk på hvert punkt og antall takseringspunkter). For mer forskningsbaserte og intensive studier anser vi fangst-gjenfangst-metodene beskrevet i kapittel 3.4 å være meget egnet. En samtidig benyttelse av begge tilnærminger innenfor samme område i en periode over noen år vil også gjøre det mulig å direkte sammenlikne trend-estimer basert på de to metodene, samt å kalibrere site-occupancy-estimatene med faktiske tettheter estimert på en robust metode ved hjelp av fangst-gjenfangst.

5 Referanser

- Bergerud, A. T., Peters, S. S. & McGrath, R. 1963. Determining sex and age of willow ptarmigan in Newfoundland. - *Journal of Wildlife Management* 27: 700-711.
- Brøseth, H., Tufto, J., Pedersen, H. C., Steen, H. & Kastdalen, L. 2005. Dispersal patterns in a harvested willow ptarmigan population. - *Journal of Applied Ecology* 42: 453-459.
- Buckland, S. T., Anderseon, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from biological populations*. - Oxford University Press.
- Cheng, H. & Crittenden, L. 1994. Microsatellite markers for genetic mapping in the chicken. - *Poultry Science* 73: 539-546.
- Dawson, D., Bird, S., Horsburgh, G. & Ball, A. 2015. Autosomal and Z-linked microsatellite markers enhanced for cross-species utility and assessed in a range of birds, including species of conservation concern. - *Conservation Genet Resour* 7: 881-886.
- Efford, M. 2004. Density estimation in live-trapping studies. - *Oikos* 106: 598-610.
- 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: 1327-1336.
- Gervasi, V., Brøseth, H., Nilsen, E. B., Ellegren, H., Flagstad, Ø. & Linnell, J. D. C. 2015. Compensatory immigration counteracts contrasting conservation strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia. - *Biological Conservation* 191: 632-639.
- Heisey, D. M. & Patterson, B. R. 2006. A review of methods to estimate cause-specific mortality in presence of competing risks. - *Journal of Wildlife Management* 70: 1544-1555.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. s., Artsdatabanken, Norge.
- Hornell-Willebrand, M., Willebrand, T. & Smith, A. A. 2014. Seasonal Movements and Dispersal Patterns: Implications for Recruitment and Management of Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). - *Journal of Wildlife Management* 78: 194-201.
- Idaghdour, Y., Broderick, D. & Korrida, A. 2003. Faeces as a source of DNA for molecular studies in a threatened population of great bustards. - *Conservation Genetics* 4: 789-792.
- Jacob, G., Debrunner, R., Gugerli, F., Schmid, B. & Bollmann, K. 2010. Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. - *Conservation Genetics* 11: 33-44.
- Johnsen, A., Fidler, A., Kuhn, S., Carter, K., Hoffmann, A., Barr, I., Biard, C., Charmantier, A., Eens, M., Korsten, P., Siitari, H., Tomiuk, J. & Kempnaers, B. 2007. Avian Clock gene polymorphism: evidence for a latitudinal cline in allele frequencies. - *Molecular Ecology* 16: 4867-4880.
- Kendall, W. L., Nichols, J. D. & Hines, J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. - *Ecology* 78: 563-578.
- Kendall, W. L., Pollock, K. H. & Brownie, C. 1995. A Likelihood-Based Approach to Capture-Recapture Estimation of Demographic Parameters under the Robust Design. - *Biometrics* 51: 293-308.
- Kéry, M. & Schaub, M. 2012. *Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective*. - Academic Press, Waltham, MA.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. - Elsevier Press.
- MacKenzie, D. I. & Royle, J. A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. - *Journal of Applied Ecology* 42: 1105-1114.
- Murray, D. L. & Patterson, B. R. 2006. Wildlife survival estimation: Recent advances and future directions. - *Journal of Wildlife Management* 70: 1499-1503.

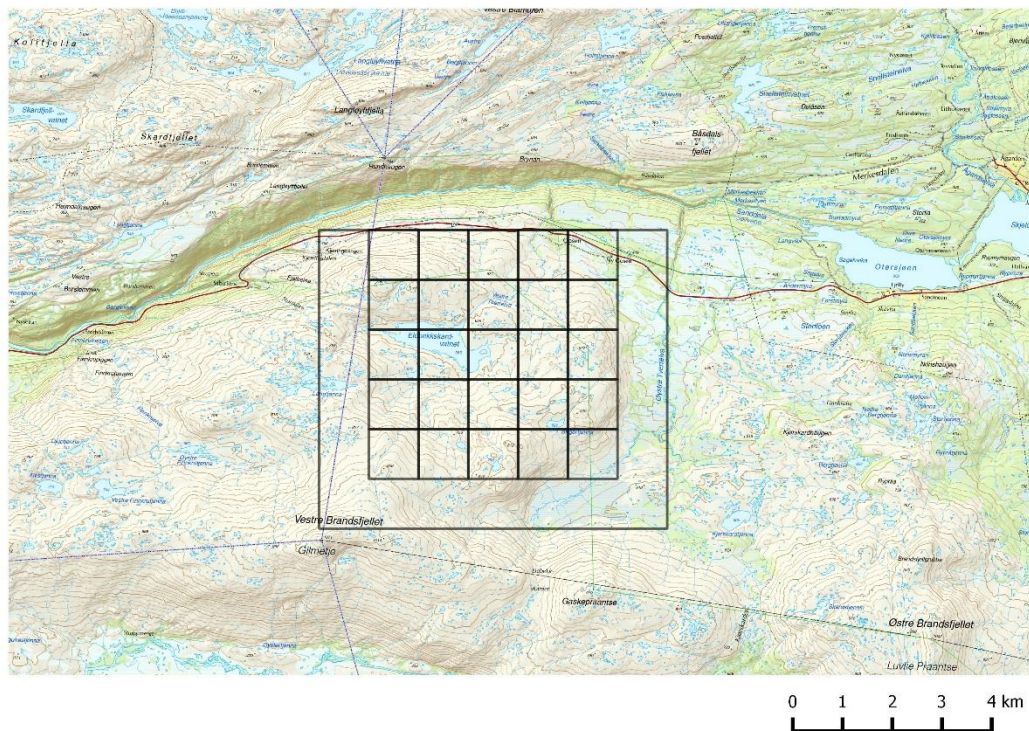
- Nilsen, E. B., Pedersen, S., Brøseth, H. & Pedersen, H. C. 2012. Fjellryper - en kunnskapsoversikt. 1-38 s.
- Peakall, R. & Smouse, P. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research - an update. - *Bioinformatics* 28: 2537-2539.
- Pedersen, A. O., Bardsen, B. J., Yoccoz, N. G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. - *Journal of Wildlife Management* 76: 308-316.
- Pérez, T., Vázquez, J., Quirós, F. & Domínguez, A. 2011. Improving non-invasive genotyping in capercaillie (*Tetrao urogallus*): redesigning sexing and microsatellite primers to increase efficiency on faeces samples. - *Conservation Genet Resour* 3: 483-487.
- Piertney, S. & Dallas, J. 1997. Isolation and characterization of hypervariable microsatellites in the red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. - *Molecular Ecology* 6: 93-95.
- Piertney, S. & Höglund, J. 2001. Polymorphic microsatellite DNA markers in black grouse (*Tetrao tetrix*). - *Molecular Ecology Notes* 1: 303-304.
- Pollock, K. H., Winterstein, S. R., Bunck, C. M. & Curtis, P. D. 1989. SURVIVAL ANALYSIS IN TELEMETRY STUDIES - THE STAGGERED ENTRY DESIGN. - *Journal of Wildlife Management* 53: 7-15.
- Royle, J. A. 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. - *Biometrics* 60: 108-115.
- Sandercock, B. K., Nilsen, E. B., Brøseth, H. & Pedersen, H. C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. - *Journal of Animal Ecology* 80: 244-258.
- Wiseth, M. S. 2014. En vurdering av ulike takseringsmetoder for å kartlegge forekomst, tetthet og/eller produksjon hos fjellryper. Bachelor oppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag.

Vedlegg 1



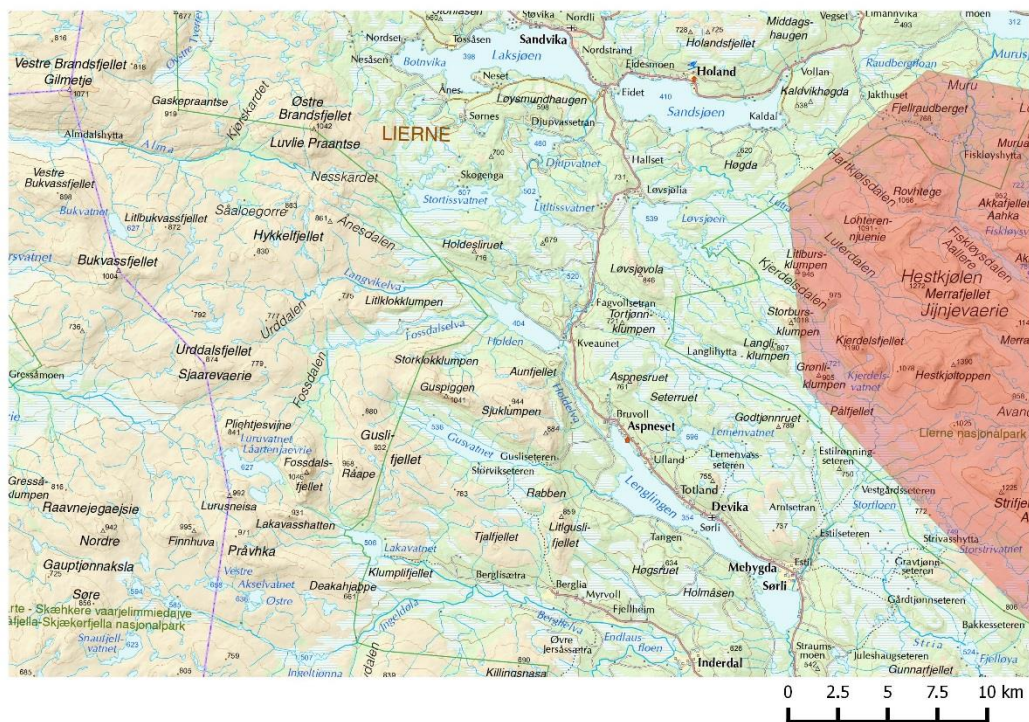
Oversikt over takseringslinjer (svart strek) og punkter (gul sirkel) benyttet under punkttagsering av fjelltype på Lifjellet april 2013.

Vedlegg 2

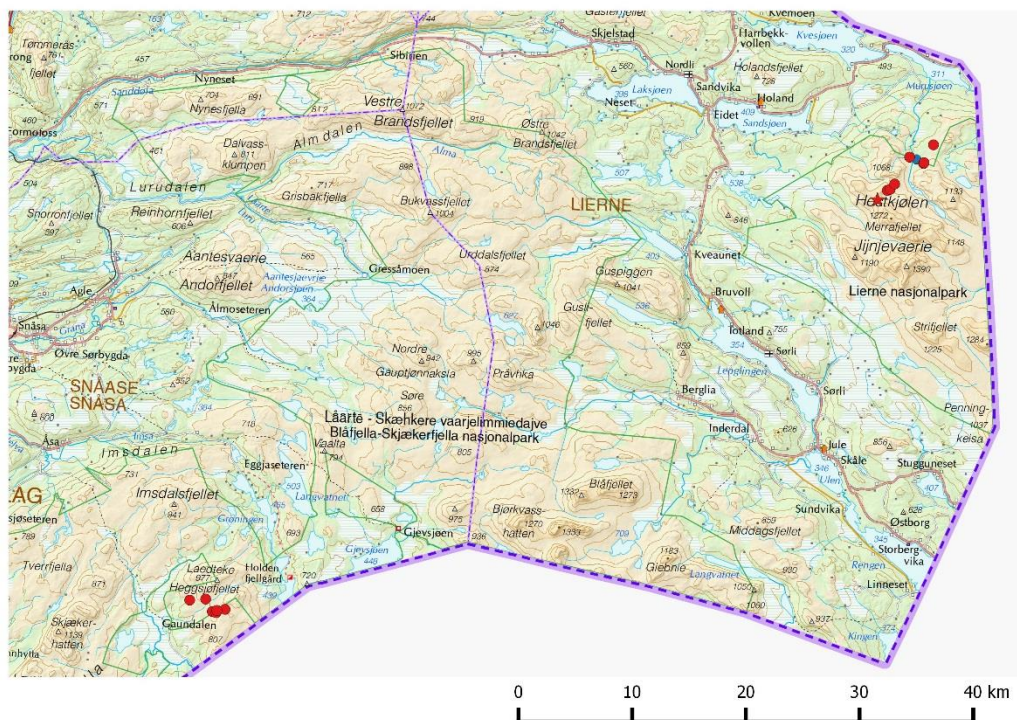


Oversikt over studieområdet (omkransende kvadrat) og sampling-grid (små-kvadrater) benyttet under fangst-gjenfangst-studien basert DNA ekstrahert fra rypeekskremer.

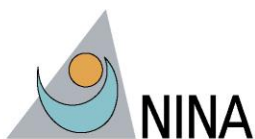
Vedlegg 3



Oversikt over studieområdet (rødt polygon) slik det ble definert i forbindelse med analysene i kapittel 3.1 og 3.2. Studieområdet avgrenses i øst mot Sverige.

Vedlegg 4

Eksempel på forflytninger hos en enkelt rype fra merking i februar 2012 (blå sirkel) til den ble skutt i september 2014 (rød stjerne). Røde sirkler angir hvor den ble peilet i live i løpet av studieperioden.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2847-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger