

Prosjekt “Fjellrev i Finnmark”

Rapport for 2008-2012



Fjellreven observeres nå av og til helt nede i kystsonen på Varangerhalvøya. Bildet er fra utløpet av Kongsfjordelva hvor to individer ble matet fra en hytte i februar 2013. Foto: Håvard Vistnes

Siw T. Killengreen, Rolf A. Ims, John-André Henden, Nigel G. Yoccoz
& Dorothee Ehrich

Institutt for Arktisk og Marin Biologi,
Fakultet for Biovitenskap, Fiskeri & Økonomi
Universitetet i Tromsø
9037-Tromsø

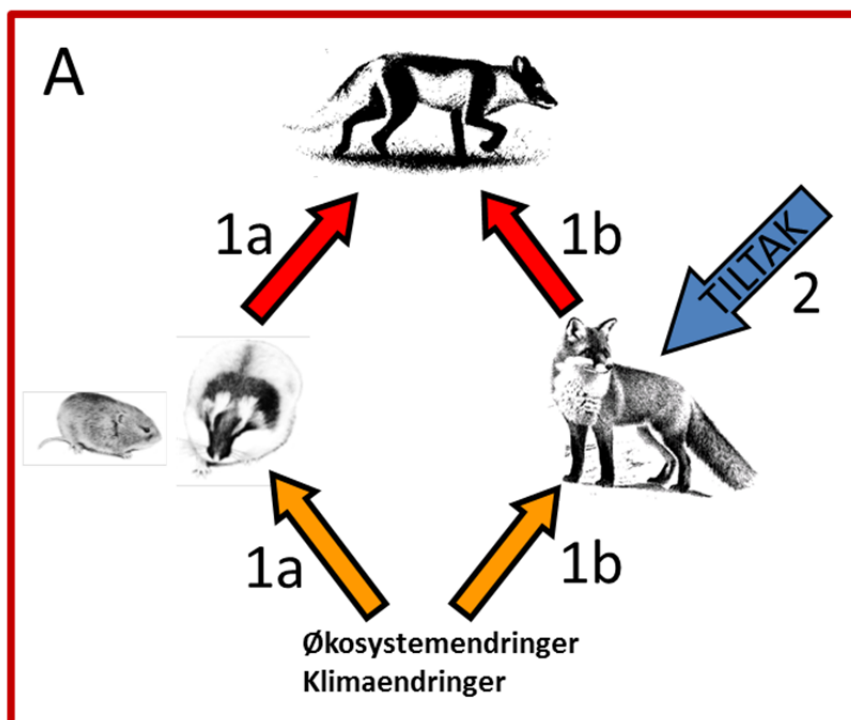
Innholdsfortegnelse

1. Bakgrunn	3
2.1 Forskning på økosystembetingelser	4
2.1 Smågnagerdynamikk	4
2.1.1 Generell kunnskapsstatus	4
2.1.2 Årsaker til variasjon i smågnagerdynamikken i tid og rom i Øst-Finnmark.....	5
2.1.3 Predatorsamfunnet: Numerisk respons til smågnagerdynamikken.....	12
2.1.4 Predatorsamfunnets diett	16
2.1.5 Viser småvilt en respons til smågnagerdynamikken?	18
2.2 Konkurransen innen rovdyrer samfunnet	19
2.2.1 Tundraens rovdyrer samfunn: Kunnskapsbehov og forskningsmetodikk	19
2.2.2 Fjellets rovdyrer samfunn: Struktur i tid og rom	21
2.2.3 Relasjonen mellom rødrev og fjellrev	24
3. Tiltak for å redusere rødrevbestanden	28
3.1 Kunnskapsgrunnlag for tiltaket	28
3.2 Gjennomføring av tiltak.....	29
3.3 Effekter av tiltaket	30
3.3.1 Effekter på rødrevdemografi.....	30
3.3.2 Effekter på tetthet og utbredelse av rødrev	33
3.3.3 Effekter på fjellrev	34
4. Hovedfunn og konklusjoner	36
5. Perspektiver og anbefalinger	37
5.1 Tiltak og forvaltning.....	37
5.2 Forskning og overvåkning.....	38
6. Litteratur.....	40
7. Vedlegg.....	44

1. Bakgrunn

Som et av to prosjekter i en stor nasjonal satsning for å redde den utrydningstruede fjellreven, ble «Fjellrev i Finnmark» startet opp våren 2004. Prosjektet har fra starten av hatt to hovedmålsettinger:

- 1) Å gjøre grunnleggende forskning på økosystembetingelser som begrenser fjellrevenbestandens nåværende utbredelse og bestandsvekst i Øst-Finnmark spesielt, og i sub- & lav-Arktis generelt, med fokus på to hypoteser; (a) mer uregelmessige & dempede smånagersykler og (b) øket konkurranse med rødrev. Denne forskning har også som mål å belyse drivere for endringer i henholdsvis (a) og (b) (Figur 1).
- 2) Iverksette tiltak for å redusere bestanden av rødrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Statens naturoppsyn (SNO) (Figur 1) samt å evaluere effektene av disse tiltakene, dels ved å gjøre sammenligninger med referanseområder i Øst-Finnmark hvor det ikke skjer tiltak og dels ved å la tiltaket inngå som et replikat i en felles Fennoskandisk analyse av tilsvarende tiltak i Sverige.



Figur 1. Prosjektets faglige fokus med to grunnleggende problemstillinger knyttet til (1a) endringer i dynamikken til lemmen og andre smånagere og (1b) øking av rødrevbestanden i fjellet. For både 1a og 1b undersøkes effektene av mulige drivere (endringer i økosystem og klima) bak endringene i smånagerdynamikk og rødrevbestand, samt konsekvensene for fjellreven i form av endret ressurstilgang (smånagere) og konkurransepress (rødreven). En tiltaksdel i prosjektet (2) er et forsøk på desimering av rødrev i fjellet for å dempe konkurransepresset fra rødrev.

Siw T. Killengreen ble ansatt som prosjektkoordinator ved prosjektets oppstart, og hun har sammen med *Rolf A. Ims* (prosjektleder) og *Nigel G. Yoccoz* utgjort den faste staben i prosjektet. *John-André Henden* ble koplet til prosjektet gjennom en universitetsstipendiatstilling i 2005 og har siden 2009 arbeidet tett opp mot «Fjellrev i Finnmark» i en forskerstilling i det forskningsrådsfinansierte prosjektet «EcoFinn»

(MILJØ2015). I perioden 2007-2010 var *Dorothee Ehrich* assosiert med prosjektet via det internasjonale polarårsprosjektet «Arctic Predators», hvor Varangerhalvøya inngikk som en av fire hovedlokaliteter. Også *Sandra Hamel*, *Anna Rodnikova* og *Ivan Pokrovski* har hatt viktige engasjement i «Fjellrev i Finnmark». Videre har *Torill Mørk* ved Veterinærinstituttets avdeling i Tromsø vært en viktig samarbeidspartner i de laboratoriebaserte undersøkelsene av rødrev. *Ingrid Jensvoll* har hatt sentrale administrative oppgaver i prosjektet siden 2007. Våre kolleger i SNO, særlig representert ved *Arne Petter Sarre*, *Alfred Ørjebu* og *Åshild Bye* har vært essensielle for å få gjennomført sentrale oppgaver i prosjektet. Alle disse koplingene til tilgrensende kompetanser og prosjekter har gitt viktige synergier som har kommet forskningen i «Fjellrev i Finnmark» til gode.

I løpet av de tilsammen 9 årene prosjektet har pågått har det vært laget årlige framdriftsrapporter fra prosjektet. Etter hvert som prosjektet har utviklet seg har det imidlertid blitt klart at disse årsrapportene har en begrenset verdi fordi «begivenhetenes gang i fjellrevens verden» er så intimt koplet til smågnagernes flerårige bestandssyklus. Det er derfor hensiktsmessig at rapporteringen fra prosjektet også relateres til denne syklusen. I 2008, etter den første smågnagertoppen i prosjektperioden, ble det derfor laget en første «oppsummerende perioderapport» (Ims et al. 2008). I denne første rapporten ble det gitt en fylldig redegjørelse for prosjektets bakgrunn, målsetninger og forskningsdesign. I den herværende rapporten sammenstiller vi resultatene som har framkommet etter nok en smågnagersyklus. Denne perioderapporten vil i stor grad bygge på den forrige rapporten (Ims et al. 2008), men fokuserer mest på resultater som har framkommet siden den forrige rapporten ble publisert. I løpet av prosjektperioden har prosjektet gitt opphav til to doktorgrader og til sammen 13 publiserte vitenskapelige artikler i internasjonale fagtidsskrifter som helt eller delvis bygger på forskningen i «Fjellrev i Finnmark» (se litteraturliste).

2.1 Forskning på økosystembetingelser

2.1 Smågnagerdynamikk

2.1.1 Generell kunnskapsstatus

Den sykliske bestandsdynamikken til høyfjellets og tundraens smågnagere er på mange måter en puls som opprettholder sentrale funksjoner og prosesser i disse økosystemene (Ims & Fuglei 2005). Spesielt viktig er smågnagersyklene for et samfunn («guild») av arktiske predatorer som har spesialisert seg på smågnagere som den viktigste næringsressursen og som har evolvert en rekke tilpasninger i atferd og livshistorie for å takle et liv knyttet til en sterkt varierende, men allikevel ganske forutsigbar ressurs (Wiklund et al. 1999, Meijer et al. 2013). Fjellreven er, i største delen av sitt utbredelsesområde, en utpreget representant for dette samfunnet av arktiske smågnagerspesialister (Fuglei & Ims 2008).

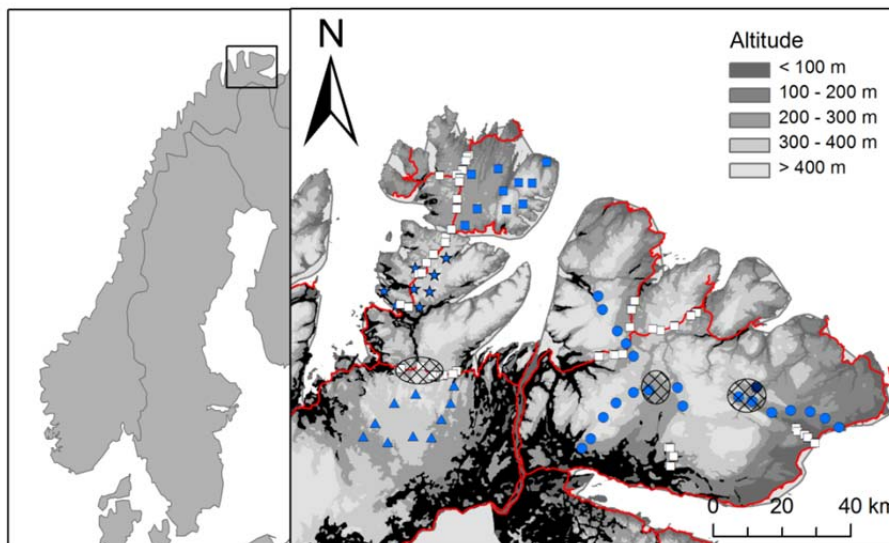
Da vi startet «Fjellrev i Finnmark» i 2004 hadde det begynt å komme rapporter om endringer i smågnagersyklus i form av uteblivelse eller kraftig demping av toppårene i den nordlige delen av den boreale skogen i Fennoskandia (Yoccoz et al. 2001, Aars & Ims 2002, Hörnfeldt 2004). Disse endringene ble rapportert å ha effekter på spesialiserte smågnagerpredatorer i skogsregionen (Hörnfeldt et al. 2005, Hellstedt et al. 2006). I sammenheng med Arctic Climate Impact Assessment (Callaghan et al. 2004) og i en oversiktsartikkel om smågnagersyklusenes rolle i tundraøkosystemet (Ims & Fuglei 2005) foreslo vi, riktignok på et ganske anekdotisk grunnlag, at det var sannsynlig at disse endringene hadde en sammenheng med klimaendringer; spesielt varmere og mer ustabile vintre. Disse spekulasjonene ble videre underbygget av oss i 2008 (Ims et al. 2008), hvor også endringer i andre nordlige arter med

sykliske bestandsdynamikk (insekter og hønsefugl) ble trukket inn i diskusjonen. Etter dette har det blitt publisert flere nye studier som gjennom statistiske analyser har vært i stand til å vise en direkte kopling mellom bortfall eller demping av toppår og endringer/variasjoner i vinterklima. Disse studiene omfatter både eksempler fra sør-norsk høyfjell (Kausrud et al. 2008), nord-finske fjellområder (Korpela et al. 2013) og høy-arktisk tundra (Gilg et al. 2009, Stien et al. 2012, Schmidt et al. 2012, Hansen et al. 2013, Nolet et al. 2013). I en fersk metaanalyse av de lengste tidsserier i Europa (Cornulier et al. 2013) har vi nettopp bidratt til å vise at den mest konsistente endringen, fra sub-arktisk skog og høyfjell i nord til tempererte skogs- og kulturlandskap i sør, er en nedgang i bestandene over vintersesongen. Dette fører til lavere vårtettheter og generelt mer dempede sykler. Den geografiske variasjonen i tidstrendene er imidlertid stor, og fremdeles finnes det smågnagerbestander som viser tydelig syklisk dynamikk (Korpela et al. 2013), blant annet i Fennoskandisk høyfjell.

Ved oppstarten av «Fjellrev i Finnmark» visste vi det følgende om smågnagernes dynamikk i Finnmark: Lauri Oksanens nær 30-års lange fangstserie fra et fjellområde (Jotka) i vest-Finnmark viste at gråsidemus har hatt en regelmessig 5-årssyklus siden 1977, dog med en tendens til dempede vårtettheter siden slutten av 1980-tallet (Ekerholm et al. 2001, Oksanen et al. 2008). I løpet av denne 30-årsperioden hadde lemen kun to tydelige bestandstopper (1978 og 1988). Fjelltjenesten i Finnmarks upubliserte fangstserier, som dekket store deler av fylke i perioden 1988-2002 og våre egne fangster fra bjørkeskogen i midt-Finnmark (Ehrich et al. 2009), indikerte at 5-årssyklusen hos gråsidemus hadde et synkront forløp over hele fylket, riktignok med en betydelige geografisk variasjon i toppårenes størrelse. Videre i samsvar med Oksanens resultater tyder all annen informasjon på at det har vært et fravær av lemenår i hele perioden 1989-2006 for hele Finnmarks fylke. For Øst-Finnmarks vedkommende hadde det trolig ikke vært noe markant lemenår siden 1978; altså 25 år før «Fjellrev i Finnmark» startet.

2.1.2 Årsaker til variasjon i smågnagerdynamikken i tid og rom i Øst-Finnmark

Gjennom oppstarten av «Fjellrev i Finnmark» ønsket vi å etablere nye tidsserier for å identifisere hvilke miljøbetingelser som begrenser eller fremmer en type smågnagersykler som gir gode livsbetingelser for smågnageravhengige predatorer i tundraøkosystemer; spesielt med hensyn på fjellrev. Vi ønsket videre å etablere observasjonsserier som dekket viktige miljøgradienter i økosystemet slik at vi kunne belyse hvorvidt ulike smågnagerarter har ulik følsomhet for miljøendringer og videre om de ulike artene har ulike funksjoner i økosystemet; spesielt med hensyn på fjellets predatorer.



Figur 2. Studiedesignet i prosjekt “Fjellrev i Finnmark” hvor de hvite firkanter viser lokaliseringen av smågnagerfeltene i den såkalte ekstensive fangsten (som ble etablert i 2004), mens de blå punktene (rundinger, firkanter, stjerner og trekkanter) viser plasseringen av fotoboksene (som ble etablert i 2005). Tiltaksområdet og referanseområdene i prosjektet er indikert med de ulike blå symbolene for fotoboksene: Tiltaksområdet er Varangerhalvøya (blå rundinger), mens referanseområdene er Ifjordfjellet (blå trekkanter), Bekkarfjordfjellet (blå stjerner) og Nordkinnhalvøya (blå firkanter). Fotoboksene på Bekkarfjordfjellet ble utfaset i 2007. Den mørkeblå rundingen på Varangerhalvøya viser lokaliseringen av en ny fotoboks som kom i drift i 2010. Skraverter områder viser de tre lokaliteter som ble etablert i 2005 for en rekke intensivstudier i prosjektet: Fra venstre Ifjordfjellet, Vestre Jakobselv og Komagdalen. Fra disse tre intensivområdene rapporteres i denne sammenhengen det fra snømålinger, snøsporinger av rødrev og smågnagere, smågnagerfangster og bestandsindeksering ved hjelp av skittregistreringer for lemen, rype og hare. Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanser, mens svarte områder på kartet angir utbredelse av bjørkeskog.

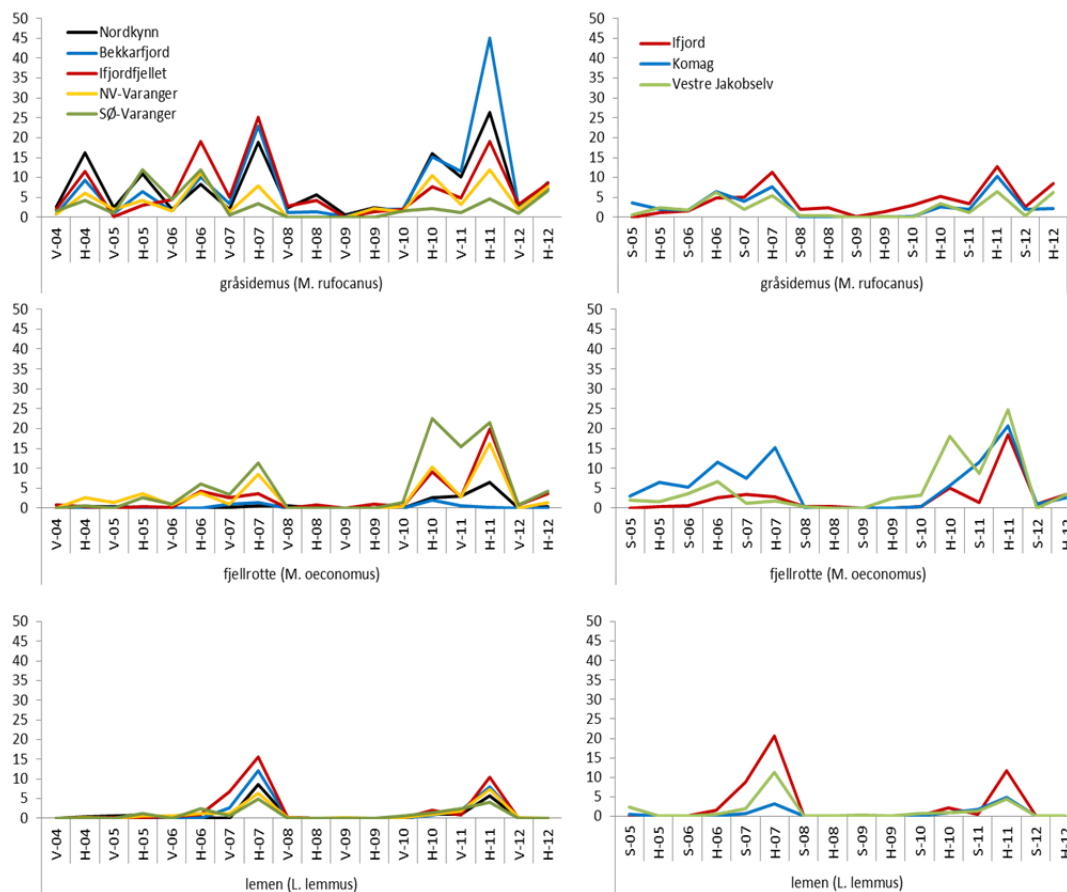
Prosjektets basisdata på smågnagernes dynamikk kommer fra fire typer observasjonsserier. Den viktigste representeres av den såkalte ekstensivefangsten som omfatter både tiltaksområdet for reduksjon i rødrevbestanden på Varangerhalvøya og de tre referanseområdene uten rødrevtiltak i prosjektet; henholdsvis Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet (Figur 2). Fangstene skjer etter småkvadratmetoden (Myllymäki et al. 1971) tidlig sommer og høst hvert år. Utvalget av lokaliteter innen hvert område (hvite firkanter i Figur 2) dekker typiske habitater for lemen og gråsidemus, samt høydegradienten fra tregrensa til mellomalpin tundra i hvert av områdene. To andre observasjonsserier er begrenset til to nedbørfelt på Varangerhalvøya (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og et nedbørfelt på Ifjordfjellet (skraverter “intensivområder” i Figur 2). I disse intensivområdene fangstes det i henhold til småkvadratmetoden hver sommer og høst i enghabitat med vierkratt og i le-sider med velutviklet heivegetasjon. Denne fangstserien dekker dermed også kjernehabitatet for fjellrotte (enger med vierkratt) som er den tredje av de mest tallrike smågnagerartene i Øst-Finnmark. Videre gir dalene som er relativt beskyttet mot vind muligheter for å gjøre årlige sporingstransektorer i siste halvdel av mars for å estimere frekvens av smågnagerspor på snøen (Figur 3). Observasjonsserien fra snøsporingstransektene gir dermed data på tilgjengelighet av smågnagere for de av “helårspredatorene” som i begrenset grad klarer å trenge gjennom dype og harde snølag. I et utvalg av kvadratene graves det også snøprofiler for å vurdere kvaliteten på snøen i feltsjiktet (Figur 3).



Figur 3. Vinterfeltarbeid i intensivområdene i "Fjellrev i Finnmark". Her sporingstransekt fra Torvhaugdalen i Vestre Jakobselv. Sporingstransektet går for å registrere sporfrekvenser av dyr (øverst til venstre) og det graves snøprofiler for å vurdere kvaliteten på snøen i feltskiftet hvor smågnagerne lever (nederst til høyre).

Den fjerde type observasjoner gjøres gjennom en nyutviklet metodikk som er spesielt myntet på vinteraktivitet hos lemen. Lemen har dårligere fangbarhet enn andre smågnagere noe som gjør at fellefangstdata kun gir informasjon om toppårene. I den nye metodikken brukes registrering av skitt og beiting i mosesnøleier som er typiske vinterhabitater for lemen. Forventningen til denne metodikken er at den er i stand til å kvantifisere tetthetsvariasjoner utenom toppene og å identifisere i hvilke områder lemen har sine refugier i lavfasen av syklusen. Metoden går ut på å registrere beiting og ekskrementer av lemen i et stort antall faste "plott" plassert i 6 høydetransekt i intensivområdene på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet (se Vedlegg; Figur 1S). Plottene besøkes en gang på forsommeren rett etter snøsmelting. Ekskrementer etter alle forekommende arter i snøleiene (lemmen, fjellrype, hare og reinsdyr) registreres og fjernes. Det blir også tatt bilder av alle plottene slik at effekter av lemenbeiting på vegetasjonen kan kvantifiseres ved hjelp av billedbehandlingsteknikker. I de fleste snøleiene legges det også ut temperaturloggere. Ut fra temperaturen kan vi anslå når snøen kommer og går i snøleiene. Dermed kan vi relatere utbredelse av lemen i forhold til lokale miljøforhold i disse transektene.

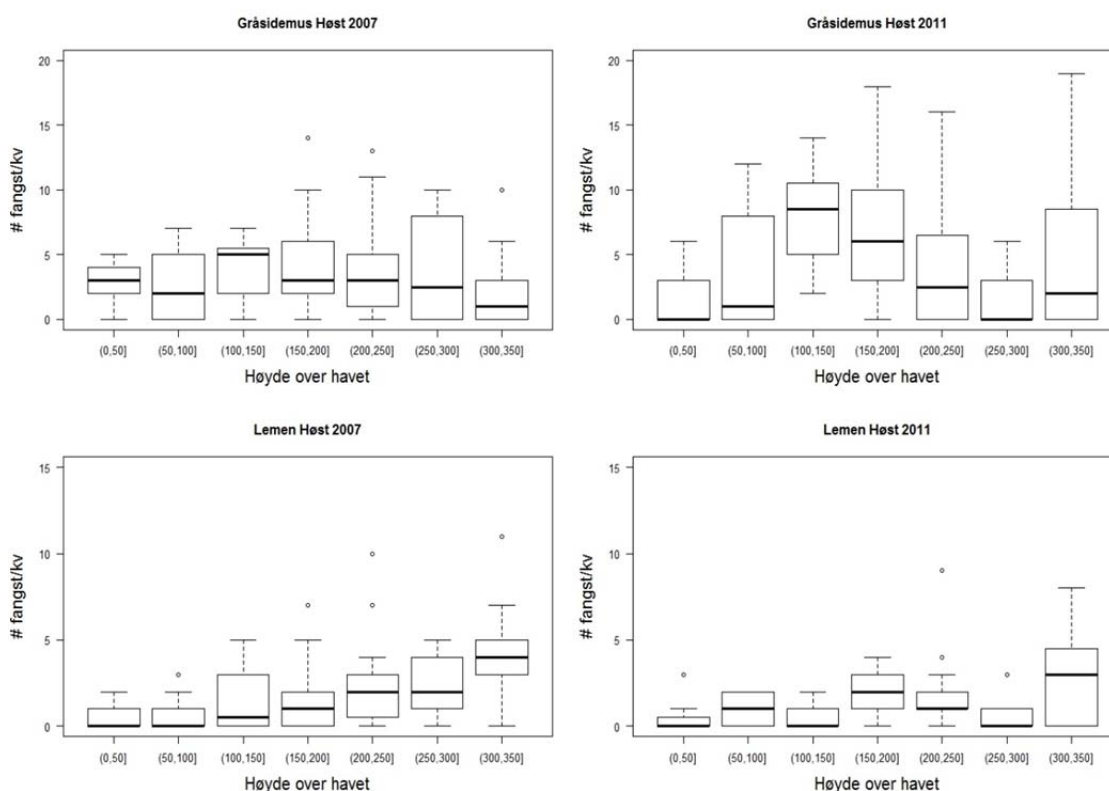
Resultatene fra de to observasjonsseriene (dvs. ekstensiv og intensivfangst) som er basert på fangst etter småkvadratmetoden er entydige med hensyn på hovedtrendene i dynamikken (Figur 4).



Figur 4. Tetthetsdynamikk i smågnagerbestandene (antall gråsidemus, fjellrotte og lemen fanget per 100 felledøgn, V= vårfangst og H= høstfangst) i de ekstensive (venstre panel) og intensive fangstserien (høyre panel). I den ekstensive fangsten er SØ-Varanger områdene langs med Varangerfjorden, mens NV-Varanger er områdene som ligger lengre nord på halvøya langs bilveien mot Berlevåg og Båtsfjord (se Figur 2).

Det har vært to markante toppår i løpet av prosjektperioden; henholdsvis i 2007 og i 2011. Det har således kun vært 4 år mellom disse toppene, dermed et avvik fra 5-årsrytmen som virker å ha vært normen i Finnmark de siste 30-40 årene. I begge disse toppene deltok også lemen, noe som også er eksepsjonelt i nyere tid. Begge museartene (og spesielt fjellrotte) oppnådde høyere bestandstettheter særlig på sommeren i det siste toppåret (2011). Lementoppen som generelt er mer kortvarig (spissere) og noe lavere enn musetoppene var mer geografisk variabel i 2007 enn i 2011. I begge fangstprogrammene er det en liten tendens til at tettheten av lemen på våren på Varangerhalvøya var høyere i 2011 enn i 2007, mens det motsatte er tilfelle for Ifjordfjellet. Ut fra responsene i predatorsamfunnet (se avnitt 2.1.3 nedenfor) er det imidlertid sannsynlig at klappfellefangsten for lemen ikke har klart å fange opp den reelle forskjellen mellom disse to årene.

Den geografisk variable bestandstoppen for lemen og gråsidemus i 2007 har blitt analysert i større detaljert av oss i en artikkel i PNAS (Ims et al. 2011). Den geografiske variasjonen i lementoppens størrelse kunne for en stor del forklares av lokalitetenes høyde over havet; desto høyere til fjells, desto mer økte lemenbestanden over vinteren før toppåret (Figur 5; venstre panel). Tilsvarende relasjon til høyde over havet ble ikke funnet hos gråsidemus. Vi presenterer her også de tilsvarende data for toppåret 2011 (Figur 5; høyre panel). Også i dette året er det en tendens for en tilvarende høydegradient hos lemen, dog ikke så klar som i 2007. Hos gråsidemus var toppen mer variabel i 2011 enn i 2007, med en ikke-konsistent variasjon i forhold til høyde over havet. Vår tolkning er at høyde over havet representerer en romlig klimagradient som bestemmer snødekkets kvalitet/kvantitet som begünstiger vinterreproduksjon hos lemen i de høyeste/kaldeste områdene i denne gradienten. Vinterreproduksjon hos lemen er trolig en forutsetning for at markante lemenår skal opptre med såpass høye vårtettheter at fjellets rovdyr får optimale forhold for reproduksjon og overlevelse av avkom. Den positive relasjonen mellom lementetthet og høyden over havet kan også forklare hvorfor fjellreven klarer å produsere store kull til tross for at fjellrevens nåværende hiområder ofte er begrenset til de høytliggende delene av sitt opprinnelige alpine utbredelsesområde i Fennoskandia (Frafjord 2003, Dalén et al. 2004).

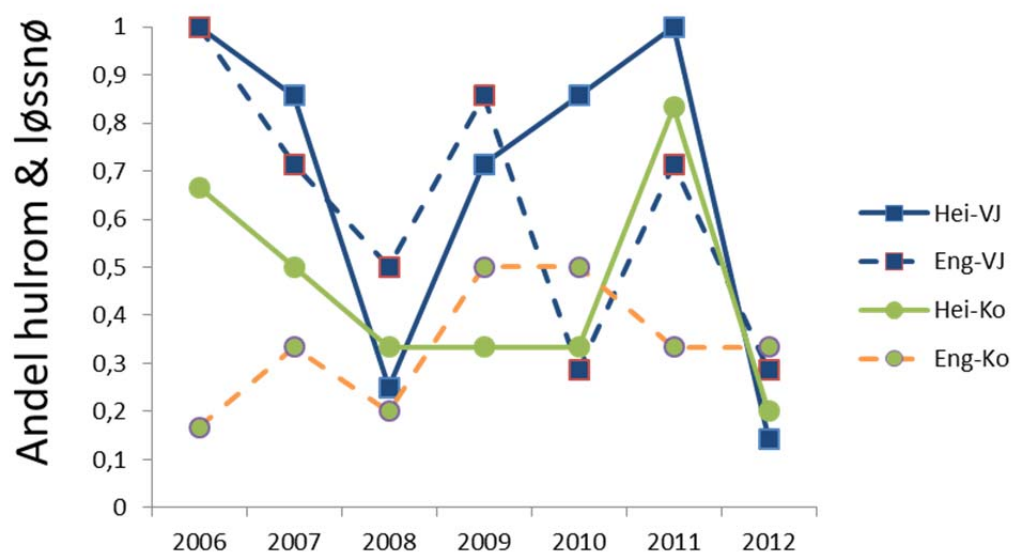


Figur 5. Tetthetsvariasjon i forhold til høyde over havet for lemen og gråsidemus om høsten i toppårene 2007 og 2011. Data er fra ekstensivfangsten ved hjelp av småkvadratmetoden; antall individer per kvadrat gjelder således for 24 felledøgn.

Det er sannsynlig at denne høydegradienten kan variere fra år til år; i kalde vintre kan det også være gode forhold for lemen lengre ned i gradienten som dermed forventes å gi en mindre tydelig sammenheng mellom lementetthet og høyde. Spesielt kan den første varige snøen som faller på høsten være avgjørende; f.eks. avhengig av om den faller på frossen eller ufrossen bakke eller om den er våt eller tørr. Dannes et islag langs bakken på dette tidspunktet vil det

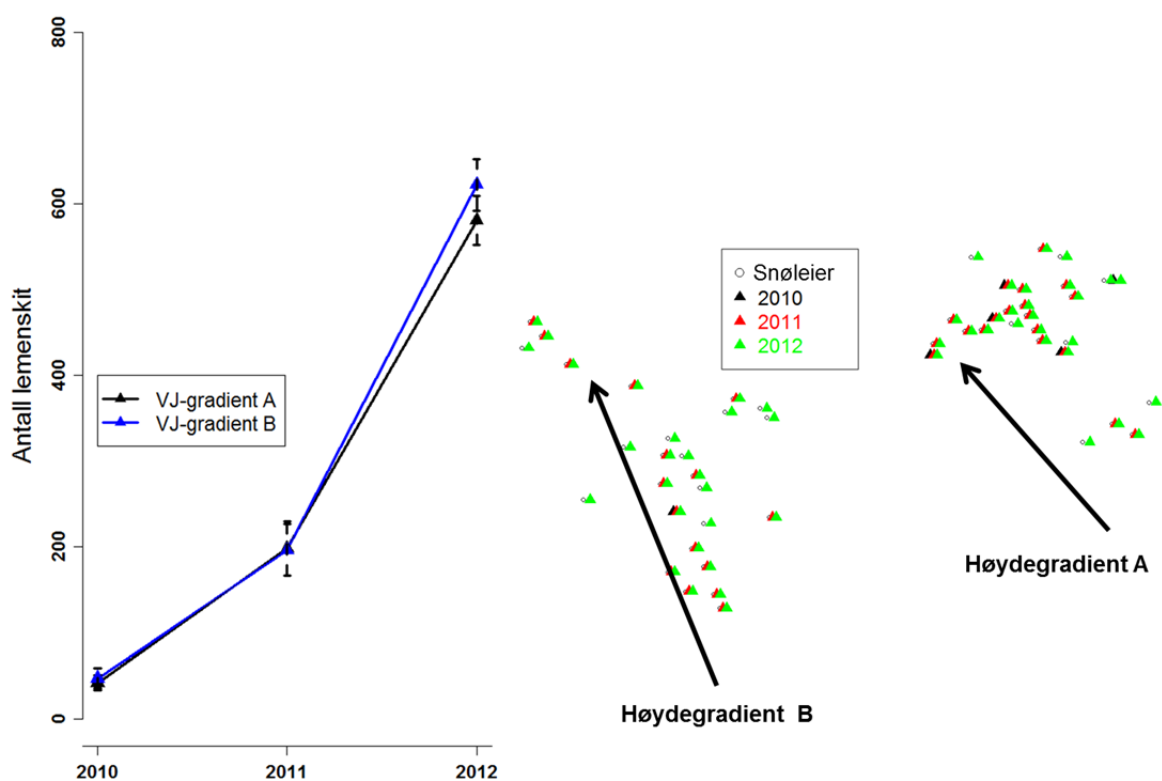
kunne vare hele vinteren gjennom og gjøre forholdene svært dårlig for smånagerne. Lemen kan være ekstra sensitiv for slike islag fordi den er avhengig av mose som utgjør det laveste vegetasjonssjiktet.

For å kunne karakterisere snølaget i sjiktet nær bakken med hensyn på både hardhet, kornstørrelse og grad av isdannelser, har vi har siden vinteren 2006 gravd snøprofiler i et utvalg av småkvadratene i hei og eng i de tre intensivområdene i prosjektet (Komagdalen, Vestre Jakobselv og Ifjordfjellet). Gode forhold er definert som “løssnø eller hulrom”. Løssnø er sterkt omdannet “sukkersnø” som det er lett for smånagere å trenge gjennom, mens subnivale hulrom dannes under stabile forhold med bratte temperaturgradienter i snøen. Resultatene viser stor romlig variasjon i slike gode forhold for smånagerne (Figur 6). Dog har det i de fleste årene i prosjektperioden vært andeler av både hei - og enghabitat som har hatt gode forhold for smånagere. Dette stemmer godt over ens med at det tross alt har vært to lemenår i perioden. Videre ser vi at særlig 2011, men også årene 2006-2007, peker seg ut som år med mye gode forhold. Året 2012 derimot hadde gjennomgående dårlige snøforhold med 75% av snøprofilene med isdannelser i feltsjiktet. Til sammenligning var andelen med is bare 25% i 2011. Dette samsvarer godt med det svært gode lemenåret i 2011, og at den siste syklusen ble terminert etter bare 4 år med et crash over vinteren 2012.



Figur 6. Kvaliteten på snøen nær bakken der smånagerne lever om vinteren. Kvaliteten er kvantifisert som andelen snøprofiler med “hulrom og løssnø” i feltsjiktet. “Løssnø” er her definert som helt løs “sukkersnø” og hulrom mot bakken er dannet ved sublimasjon av snø i stabile, subnivale temperaturgradienter. Data er fra snøprofiler gravd i mars i småkvadratene for intensivsfangsten av smånagere i hei - og enghabitat i regionene Komagdalen (KO) og Vestre Jakobselv (VJ) på Varangerhalvøya (jmf. figur 2).

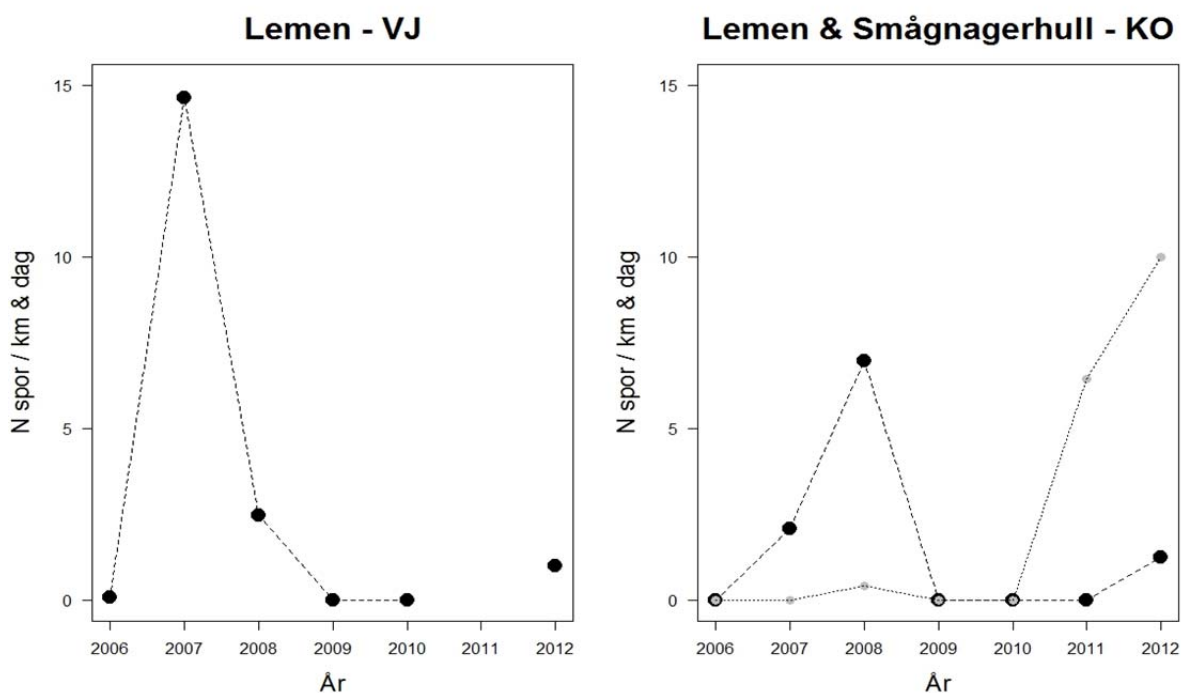
Utprøvingen av ny metodikk for å indeksere relativ tetthet av lemen basert på skitt-tellinger i snøleier har gitt lovende resultater etter tre år. Vi ser at lemenaktiviteten over vinteren har hatt en klar økning fra vinteren 2009/2010 til 2010/2011 og videre til 2011/2012 (Figur 5). Det er et godt samsvar mellom fangstdata på høst og snøleiedata om vinteren. Videre gir skitt-tellingene også observasjoner av lemenaktivitet i år hvor lementettheten er for lav til å gi fangst i klappfeller. Dette gjelder vinteren 2009/2010 hvor vi registrerte sporadisk lemenaktivitet i noen av snøleiene (Figur 7), mens vi ikke fanget et eneste lemen i fangstfeltene våren 2010 (Figur 3). Registreringene av lemen i snøleiene har dog en begrensning. Det kan ha vært stor aktivitet tidlig på vinteren, etterfulgt av crash senere på vinteren eller tidlig på våren, noe som skjedde i 2012. Derfor gir disse vinterregistreringene best informasjon når den er koplet opp mot fellefangst på våren. Vi har siden vinteren 2011 (i slutten av mars) målt snødybder i alle snøleiene. Disse dataene vil få større verdi i et lengre tidsperspektiv.



Figur 7. Lemenaktivitet over tre vintre i to snøleiegradienter i Vestre Jakobselv (VJ-region A og B). Venstre graf viser et gjennomsnitt med standardfeil av antall lemenskitt pr snøleie, mens plottene i midten og til høyre viser den romlige utviklingen i bestanden over den samme tidsperioden (dvs. trekantene viser hvilke snøleier det ble registrert lemenskitt over de tre vintrene). Pilen viser retningen på høydegradienten (dvs. pilhodet viser oppover).

Observasjonsdata fra snøsporingstransektene i slutten mars gir en ytterligere indikasjon på hvorfor lemen er en nøkkelart for de av fjellets predatorer som i begrenset grad er i stand til å nå smånagerne under et dypt og hardpakket snødekke. Smånagere kan etterlate seg to typer aktivitetstegn på snødekket; «sporrekker» etter gang på snøoverflaten eller «snøhull» i enden av kanaler i snøen som ofte ikke er assosiert med noen sporrekke på snøoverflaten. Det er uklart hvilken funksjon disse snøhullene har, men denne type aktivitet gir trolig mindre eksponering enn bevegelser oppå snødekket (gangspor). Sporrekkene kan lett bestemmes til

lemen eller mus (fjellrotte og gråsidemus kan normalt ikke skilles fra hverandre), mens snøhullenes opphav ikke kan knyttes til noen bestemt smågnagerart. Figur 8 viser tidsseriene av disse sporingsdata fra intensivstudieområdene i Komagdalen og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya. Sporrekker ble bare registrert for lemen og frekvensen av disse viste en kraftig topp i forbindelse med det første toppåret i 2007 Vestre Jakobselv med relativt høye frekvenser i 2007 og 2008. Den neste lementoppen i 2011 var imidlertid nesten ikke merkbar i form av lemenspor, til tross for at lementetthetene i følge fangsten var høyere på våren 2011 enn i våren 2007 (særlig i Komagdalen). Til gjengjeld var det mange flere snøhull uten gangspor i 2011 og i 2012 enn i den første toppen. Årsaken til denne variasjonen mellom år og områder er trolig at frekvensen av dyr på snøen bestemmes både av tetthet av dyr og snøkvaliteten. De gode snøforholdene i Komagdalen i 2011 kan ha gitt lite vandrende lemen på snøoverflaten.



Figur 8. Sporfrekvens av smågnagere i slutten av mars i sporingstransektene i Komagdalen (KO) og Vestre Jakobselv (VJ) på Varangerhalvøya. Svarte symboler er gangspor av lemen på snøen, mens grå symboler er snøhull uten innspor/utspor av ukjent smågnagerart. Manglende data for VJ i 2011 skyldes umulige sporingsforhold på grunn av dårlig vær.

2.1.3 Predatorsamfunnet: Numerisk respons til smågnagerdynamikken

Den lavarktiske tundraen i Øst-Finnmark huser et relativt artsrikt samfunn ("guild") av predatorer som er avhengig av smågnagere for å reprodusere, dog med noe ulik grad av spesialisering (Figur 9). Snøugle og polarjo er de mest utpregede arktiske og spesialiserte artene i dette samfunnet som har sin hovedutbredelse i kaldere klimasoner (mellomarktisk og høyarktisk tundra). De har en nomadisk livsstil (Andersson & Erlinge 1977) og hekker enten veldig uregelmessig (snøugle) eller svært sjelden (polarjo) i Øst-Finnmark. Fjelljo og fjellrev må også karakteriseres som arktiske arter, men har en utbredelse som spenner over flere breddegrader; fra høyarktisk til langt sør i den sub-arktiske fjelltundraen i Skandinavia. Fjellvåk er en annen tallrik smågnagerpredator med en bred utbredelse som strekker seg langt sørover inn i den boreale skogen. De små mårdyrene røyskatt og snømus er de av

smågnagerpredatorene som har videst utbredelse i og med at de finnes fra langt nord i Arktis til tempererte økosystemer i sør.

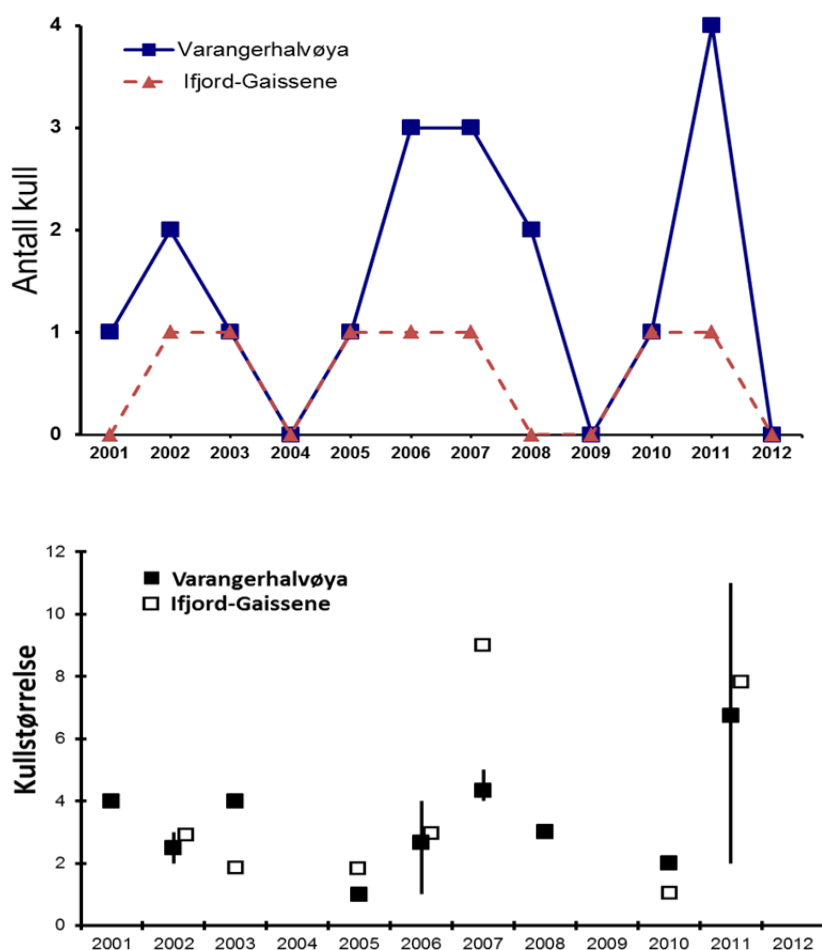


Figur 9. Avkom av de fire artene av predatorer som overvåkes i prosjektet med hensyn på populasjonsdynamikk og reproduksjonssuksess relatert til smågnagersyklus. Fra øverst til venstre med klokka: Snøugle, fjellrev, fjelljo og fjellvåk. Foto: Rolf A. Ims (fuglene) og Geir Vie (fjellrev).

Selv om fjellrev naturligvis er fokusarten i prosjektet, overvåker vi også de fleste av de andre smågnageravhengige predatorene med hensyn på deres populasjonsdynamikk (antall hekkende par og reproduksjonssuksess) og diett. Vi gjør dette fordi fjellreven kan forventes å ha et “skjebnefellesskap” med de andre smågnagerspesialistene i en tidsepoke hvor det skjer store endringer i smågnagerdynamikken i nordområdene. Endringer som er felles for et helt samfunn av arter med samme posisjon i næringskjeden vil kunne gi sterkere holdepunkter for at endringene skyldes et sviktende næringsgrunnlag (en “bottom-up” effekt) enn om hver enkelt art overvåkes og tolkes isolert. Dette er en av styrkene ved den økosystembaserte tilnærmingen i “Fjellrev i Finnmark”.

Den nasjonale hiovervåkningen av fjellrev gir utviklingen i den reproduserende delen av fjellrevbestanden på Varangerhalvøya og i referanseområdene. Av referanseområdene er det kun Ifjordfjellet (Laksefjordvidda) som har et tilstrekkelig antall tradisjonelle fjellrevhi som grunnlag for en slik overvåkning. I den opprinnelig geografiske avgrensningen av referanseområdet på Ifjordfjellet, som omfattet fjelltundra i samme høydesjikt og med tilsvarende topografi som Varangerhalvøya (Killengreen et al. 2007), har det ikke vært ynglinger i prosjektperioden. Dog har det vært registrert fjellrev på fotobokser i dette området i et av årene (se avsnitt 2.2.3 nedenfor). I det mer høyereliggende og topografisk komplekse Gaisseområdet lenger vest, har det helt siden overvåkningsserien i Finnmark startet opp vært ett hi med frekvent yngling av fjellrev. Vi har derfor valgt å inkludere dette området (Ifjordfjellet-Gaisse) i det videre arbeidet i prosjektet. Blant annet har vi fra og med vinteren 2013 opprettet et nytt fotobokstransekt i dette området.

Figur 10 viser resultatene fra hiovervåkningen i form av antall valpekull per år og størrelsen på disse kullene. Til tross for lave tall viser variasjonen i antall kull mellom år et tydelig mønster som fullstendig matcher smågangersyklusen med toppar i 2002, 2007 og 2011. Når det gjelder smågnagertoppen i 2002 vet vi fra andre kilder (f. eks. Oksanen et al. 2008) at denne ikke hadde innslag av lemen i Finnmark, mens de to senere toppene (som beskrevet i avsnitt 2.1.2 ovenfor) klart hadde dette. Mens Varangerhalvøya har hatt en jevn økning i antall kull fra toppår til toppår over denne 11-årsperioden, har det aldri vært registrert mer enn 1 yngling per år i det store referanseområdet som omfatter Ifjordfjellet-Gaissene. Alle ynglingene i Ifjordfjellet-Gaissene har skjedd i det samme hiet, mens på Varangerhalvøya har det vært registrert valpekull i til sammen 7 forskjellige hi.

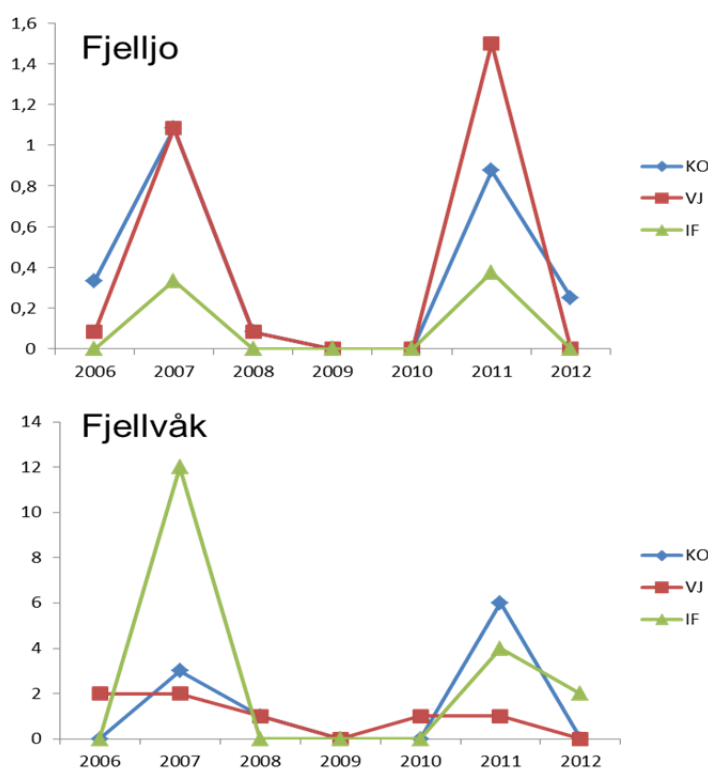


Figur 10. Populasjonsdynamikk (antall kull=antall reproduserende fjellrevtisper) og reproduksjonssuksess (kullstørrelse) for fjellrev i tiltaksområdet på Varangerhalvøya og referanseområdet på Ifjordfjellet-Gaissene for perioden hiovervåkning har pågått i Finnmark. For kullstørrelser (nederste panel) gis det for Varangerhalvøya gjennomsnitt (svarte firkanter) \pm minimums og maksimumskull, mens det for Ifjordfjellet-Gaissene gis kullstørrelsen for det ene hiet hvor reproduksjon har forkommet i perioden.

I den første delen av serien (årene 2001-2006) er kullstørrelsene (se Figur 10, nederste panel) gjennomgående svært lave (1-4 valper) i forhold til hva som er normal kullstørrelse for fjellrev av den såkalte “lemenøkotypen”, hvor kull i toppårene normalt har 8-12 valper (Meier et al. 2013). Først i 2007 var det ett kull i denne størrelsesorden på Ifjordfjellet-Gaissene. I

neste smånagertopp er flere av kullene i størrelsesorden 8-11 valper, og for første gang registreres det så store kull på Varangerhalvøya. Det er verdt å se disse kullstørrelsene i sammenheng med innslaget av lemen i smånagertoppene. I perioden 2001-2006 var det ingen lementopper i Øst-Finnmark. I 2007 utmerket Ifjordfjellet seg med å ha høye lementettheter om våren (Figur 3). I 2011 var det en tendens i fangstseriene at lementettheten var noe høyere på våren enn i den foregående toppen, spesielt i den østligste delen av Varangerhalvøya. Dessuten var tetthetene av fjellrotte og gråsidemus betydelig høyere på Varangerhalvøya våren i 2011 enn i 2007 (Figur 3). Forskjellen mellom disse to toppårene var også tydelig ved at arter som polarjo (Øien 2011) og snøgle hekket på Varangerhalvøya bare i 2011 (sistnevnte med betydelige kullstørrelser; Ims upublisert).

Fjelljo og fjellvåk er de to andre smånagerpredatorene som vi gjør systematiske registreringer av hekkefrekvens for. Begge artene viser en kraftig numerisk respons på smånagerårene, med noe variasjon mellom toppår og område (Figur 11). Varangerhalvøya er et særlig godt område for fjelljo med tettheter av hekkende par som er rekordartete for denne arten. Vi mener at fjelljoen er spesielt egnet som overvåkingsobjekt av flere årsaker. Dette skyldes den store avhengigheten den har til smånagere på Varangerhalvøya samt de høye tetthetene som gjør at utvalgsstørrelser for trendanalyser av hekkesuksess over tid vil ha god styrke. Denne artens demografi er også relativt godt forstått (Barraquand et al. 2013)

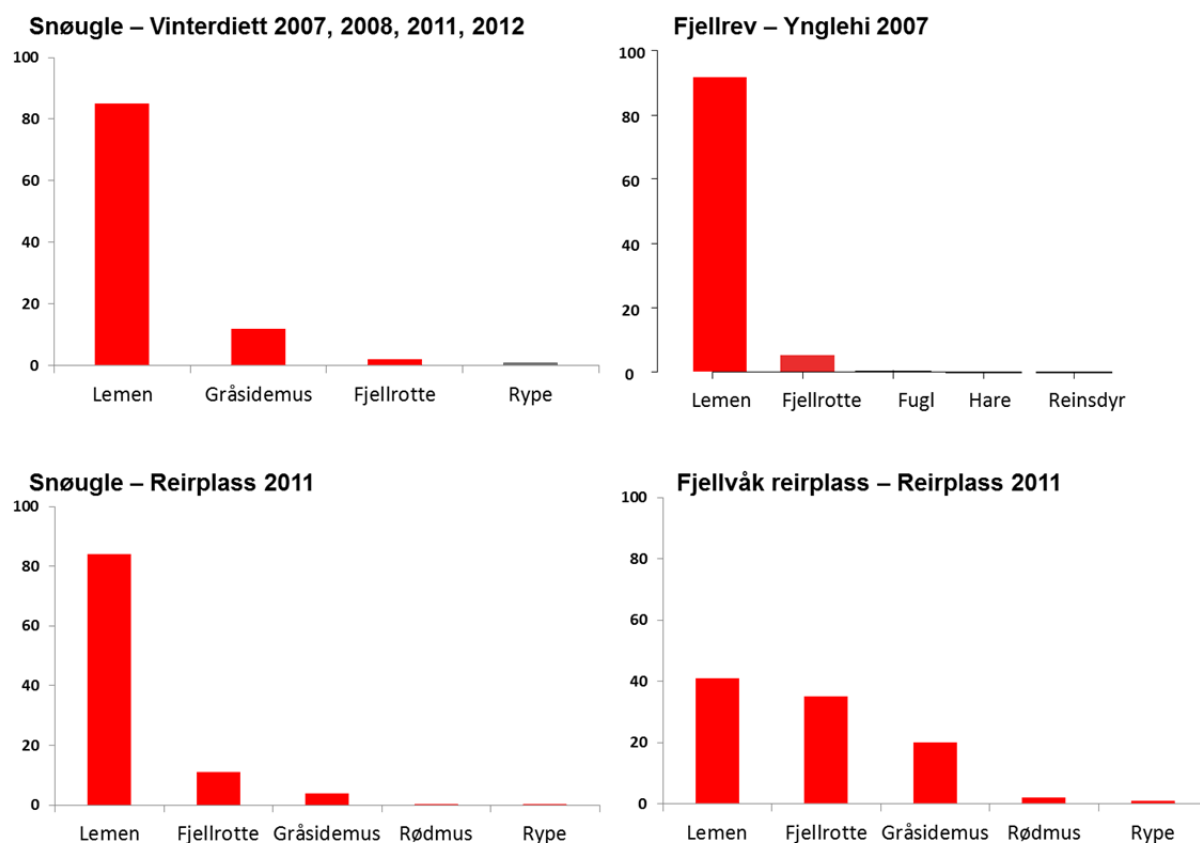


Figur 11. Dynamikk i frekvensen av hekkende par med suksessfull ungreproduksjon av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i intensivområdene Komagdalen (KO) og Vestre Jakobselv (VJ) på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet (IF). For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km² innen to studieblokker per intensivområde, mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkeplasser i hvert av intensivområdene.

2.1.4 Predatorsamfunnets diett

Det har ofte vært en tendens til å se på smågnagerartene som en samlet gruppe når man vurderer smågnagerårenes betydning for fjellrev og andre smågnagerpredatorer. Dette kan gi en feilaktig bedømmelse fordi det er velkjent at ulike smågnagerarter kan ha ulik betydning som byttedyr; f. eks. i russisk Arktis gir sibirlemen (*Lemmus sibiricus*) enn mye klarer funksjonell respons hos fjellrev enn det halsbåndlemen (*Dicrostonyx torquatus*) gir (Angerbjörn et al. 1999). Tidligere studier av dietten hos både rødrev og fjellrev i Fennoskandia har også tydet på at lemen er et viktigere byttedyr for fjellrev enn for rødrev (Elmhagen et al. 2002).

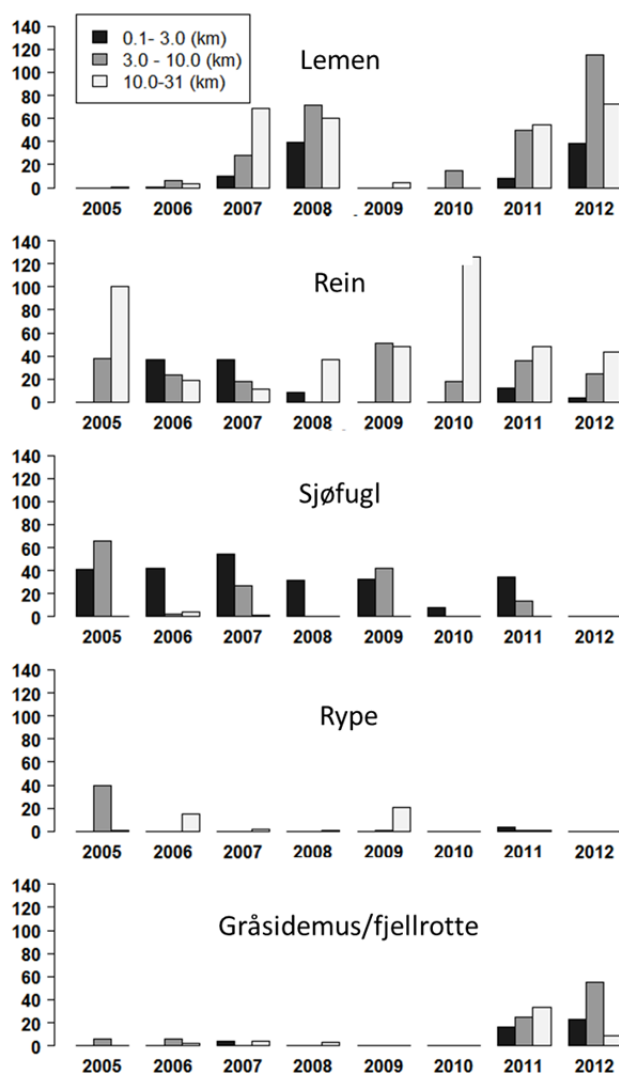
Vi har analysert dietten til fire av artene i predatorsamfunnet på Varangerhalvøya; snøugle, fjellvåk, fjellrev og rødrev (Figur 12). For snøugle har vi vært i stand til å samle nok gulpeboller i vintersesongen (slutten av mars) i flere år på Varangerhalvøya til å gi ny kunnskap om vinterdietten til denne arten i et tundraøkosystem. For snøugle samlet vi også et omfattende gulpebollemateriale fra 13 hekkeplasser det store yngleåret 2011 og et tilvarende materiale for 6 fjellvåkreir i det samme området som snøuglene hekket. For fjellrev har vi bare et begrenset materiale fra 2 hi i 2007, og et større utvalg av pelsprøver for isotopanalyser. For rødrev har vi et helt unikt materiale i form av mageinnhold til et stort antall skutte rev som nå danner en tidsserie på 8 år.



Figur 12. Dietten for snøugle, fjellrev og fjellvåk på Varangerhalvøya for ulike år og sesonger (vinter og yngletid (dvs. reirplass/hipllass)). Tallene er prosent av totalt antall individer i materialet basert på analyser av gulpeboller (snøugle og fjellvåk) eller skitt (fjellrev). Fjellrevmaterialet er analysert av Anna Rodnikova, mens snøugle- og fjellvåkmaterialet er analysert av Ivan Pokrovsky.

Dietten til snøugle og fjellrev er svært dominert av lemen (80-90%) (Figur 12). Dette til tross for at lemen alltid utgjør < 50% av fellefangsten i alle habitat. For snøugle gjelder dominansen av lemen både om vinter og i hekkesesongen, og det var lite variasjon mellom ulike vintre (n=4) og reir (n=13). For fjellvåk som hekket i samme område og høydesone som snøuglene i 2011 utgjorde mus (fjellrotte og gråsidemus) tilsammen en større andel (58%) enn lemen. I rødrevmagene vinteren 2011 var 49% av de identifiserte smågnagerne mus (overveiende fjellrotte; 44%). Altså framstår de mest arktiske av disse predatorene – snøugle og fjellrev – som større lemenspesialister enn de to artene – fjellvåk og rødrev – som også finnes i mer sørlige økosystemer. Det er også verdt å merke seg at blant musene så utgjør fjellrotte en større andel av dietten enn gråsidemus i yngletida for fjellrev, snøugle og fjellvåk. Dette til tross for at fjellrottehabitatene (eng og starrmyr) har en lang mindre utbredelse i landskapet enn det gråsidemushabitater (heier) har.

Den 8 år lange tidsrekken på rødrevens diett i Februar-April viser vekselvirkningene mellom smågnagere og de mer stabile næringsressursene reinsdyr og sjøfugl (Figur 13).



Figur 13. Diett hos rødrev i en tidsrekke på 8 år og i tre avstandssoner fra kystlinja bestemt fra analyse av innhold i magesekkene til rev felt av SNO på Varangerhalvøy. Y-aksen angir gjennomsnittlig våtvekt i gram av de ulike næringsemnene per magesekk.

I forbindelse med smånagertoppårene dominerer som regel lemen, spesielt i de indre delene av Varangerhalvøya. Her livnærer rødreven seg vesentlig av reinsdyrkadavre mellom smånagertoppene. I kystsonen utgjør sjøfugl ofte en vesentlig del av dietten. Det er også interessant å merke seg at mengden lemen faktisk er større på ettervinteren i crash-årene 2008 og 2012 enn i toppårene 2007 og 2011. Dette kan skyldes at en god del av de konsumerte lemen enten allerede er døde eller mer aktive på snøoverflaten, og dermed er lett tilgjengelige. Mus (mest fjellrotte) kan også utgjøre en relativt stor del av dietten, slik de gjorde i forbindelse med den store toppen for fjellrotte i 2011. Generelt lite og løs snø i enghabitatene dette året kan ha gjort fjellrottene mer tilgjengelige (Figur 6). Vekselvirkningen mellom lemen og reinsdyr i vinterhalvåret ble også bekreftet fra mageanalyser av rødrever som ble skutt gjennom dverggåsprosjektet på Iesjavri og gjennom en analyse av stabile isotoper i materiale fra Varangerhalvøya (Killengreen et al. 2011). Isotopanalysene viste tydelig at det er en gradient i bruken av marine ressurser fra kystsonen til innland. Ved å analysere vevstyper med ulik omsetningshastighet fant vi også gjennom isotopstudiene at marine ressurser var viktigere i vinterhalvåret enn på sensommer og høst.

2.1.5 Viser småvilt en respons til smånagerdynamikken?

Særlig lirypas produksjon har vært kjent for å ha en syklus som har vært synkronisert med smånagerårene i Fennoskandia (Moss & Watson 2001). Denne syklus forsvant fra fjellområdene i Sør-Norge for perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smånagersyklusen (Kausrud et al. 2008). Skittellinger i faste plott har vist seg å være en svært effektiv metode for overvåking av populasjonsdynamikken til lirype og hare som er nært tilknyttet enghabitat med vierkratt (Henden et al. 2011, Ehrich et al. 2012). Henden et al. (2011) analyserte tidsserien basert på skittellingene for perioden 2006 til 2008 i intensivområdene. I denne analysen ble det vist at lirypebestanden var i bratt nedgang synkront med en tilsvarende nedgang i fellingsstatistikken for hele resten av Norge. Smånagertoppen i 2007 hadde ingen påvirkning på rypedynamikken. I Figur 14 (nederste panel) gir vi forlengelsen av denne serien fram til og med 2012; dvs. den inkluderer den store smånagertoppen i 2011. I forbindelse med denne siste smånagertoppen øker tettheten av lirype i våre to intensivområder på Varangerhalvøya (særlig i Komagdalen), men tettheten kommer ikke opp på det nivået vi hadde da denne overvåkingen startet i 2006 (særlig gjelder dette høstregistreringene). For hare er "signalet fra smånagersyklus" tydeligere; også for denne arten mest i Komagdalen og i toppåret 2011.

Vår hypotese er at koplingen mellom smånagere og småvilt, som mest sannsynlig skjer gjennom felles rovdyr (Kausrud et al. 2008, Nolet et al. 2013), ikke bare er betinget av at smånagerne har syklisk dynamikk, men også at toppårene i denne syklus er tilstrekkelig store til å gi en stor nok funksjonell respons hos predatorer til at småviltet får en reell avlastning. Basert på våre diettstudier av rødrev foreslår vi også at lemen gir en større avlastning enn mus.

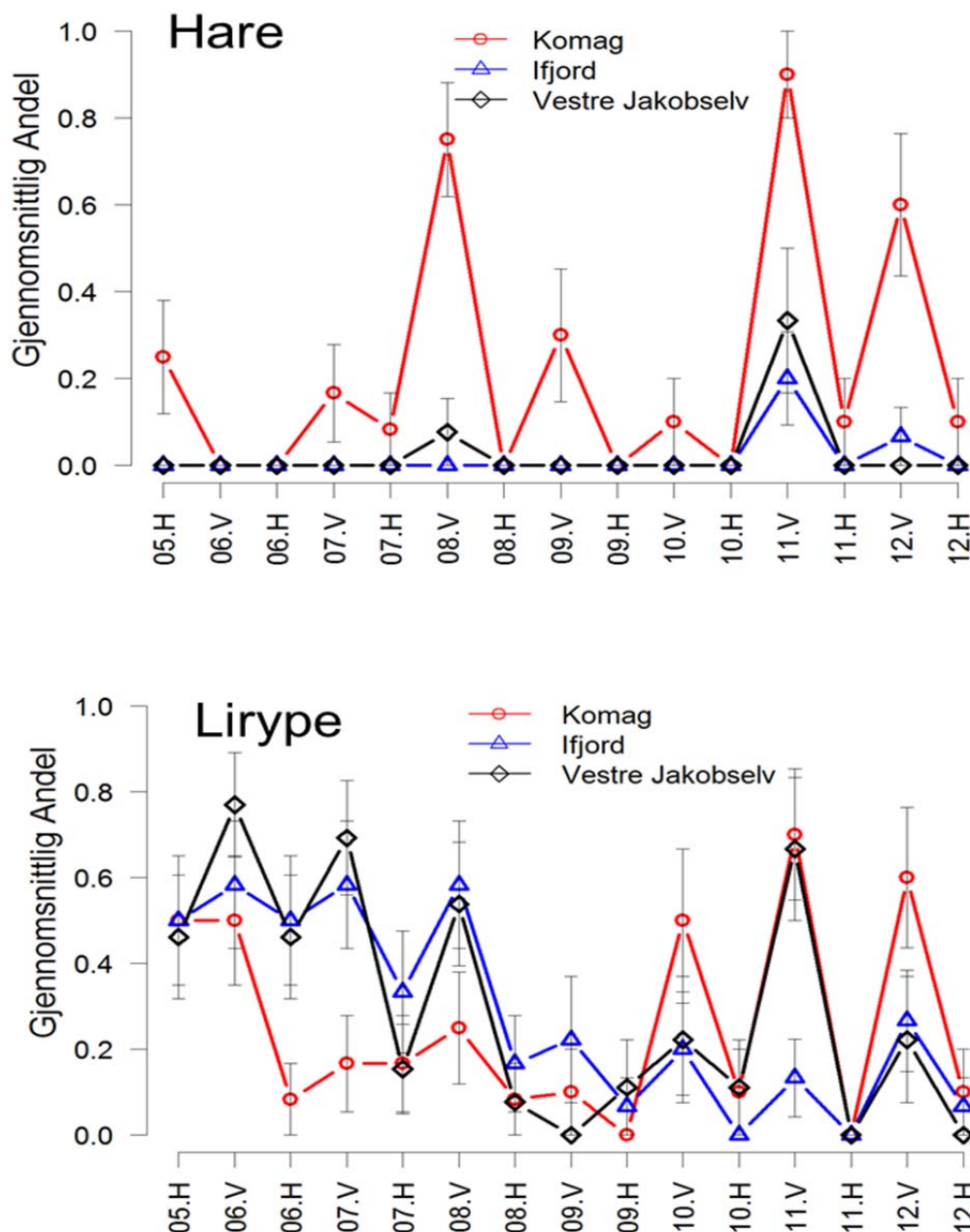


Figure 14. Sesong (H-høst, V-vår) og mellomårsvariasjoner i bestanden av hare (øverst) og lirype (nederst) indeksert ved hjelp av skittregistreringer i faste plott prosjektets intensivområder på Varangerhalvøya og på Ifjordfjellet. Estimatene angir gjennomsnittlig andel (med SE-intervaller) av i faste plott i som har skitt. Dataene er fra kvadrater i enghabitat hvor plottene ligger i kanten av vierkratt.

2.2 Konkurransen innen rovdyrssamfunnet

2.2.1 Tundraens rovdyrssamfunn: Kunnskapsbehov og forskningsmetodikk

I det sub-arktiske høyfjellet og på den arktiske tundraen kan den lange vintersesongen være en flaskehals for rovdirene. Mange byttedyrarter har migrert sørover og smånagerne er beskyttet av et teppe av snø, og/eller er i syklusens lavfase. Derfor er kunnskap om hvordan artene bruker landskapet om vinteren, og hvordan de finner, utnytter og ikke minst konkurrerer om de knappe ressursene i denne årstiden, viktig hvis man ønsker å forstå hva

som begrenser disse artenes bestandsstørrelse og utbredelsen. Oppvarmingen som nå skjer i Arktis kan medføre at ressurs - og konkurransesituasjonen for rovdyrene kan bli betydelig annerledes ved at arter endrer bestandsdynamikk og utbredelsesområde (Post et al. 2009). Det haster derfor med å få kunnskap om hvordan artene bruker fjell- og tundraøkosystemer, hva som er relasjonen mellom artene og hvordan slike mellomartsrelasjoner avhenger av miljøforholdene.

Et av de definerte hovedformålene i prosjektet er å få ny kunnskap om hvordan rovdyrene på samfunns- (“guild”) og artsnivå (med spesiell fokus på fjellrev og rødrev) bruker areal og ressurser i vinterhalvåret. Den arktiske vinteren utgjør ikke kun en utfordring for dyrelivet - den setter også begrensinger for hva som er effektiv forskningsmetodikk. Spesielt er de flate, relativt kystnære tundraplataene i Øst-Finnmark svært værutsatte med særlig ustabile vindforhold. Dette vanskeliggjør snøsporing på en tilstrekkelig stor skala og over en sammenhengende serie med år. Vi har gjort forsøk på å gjennomføre slike ekstensive sporingstudier i samarbeid med SNO og noen resultater fra disse ble rapportert i den forrige rapporten for den første perioden av prosjektet (Ims et al. 2008). Det har imidlertid senere vist seg at været i mange vintre er så begrensende i denne regionen at vi fikk flere år med hull i dataseriene. Vi har derfor valgt å fase ut slike ekstensive sporingstudier i prosjektet.

Siden oppstarten av prosjektet har vår hovedmetodikk for å få data på arts -og “guild”-nivå for rovdyrsamfunnet på vinteren vært å bruke et stort system av digitale fotobokser. Digitale viltkameraer var knapt kommet i bruk i vitenskapelige sammenheng da vi startet opp dette prosjektet, og vi har på flere måter vært pionerer i bruk av utstyr som nå har blitt allemannseie. Utfordringene innledningsvis var mange og krevde tilpasninger for å få til en effektiv drift av kameraene i et vanskelig klima. Vi har også måttet utvikle rutiner for håndtering av svære datamengder (i form av millioner av bilder), optimalisering av studiedesign og valg av robuste statistiske metoder for å analysere data i forhold til prosjekts mål. Gjennom fotoboksprosjektet har vi derfor også etablert generelle prinsipper for design av denne typen fotoboksstudier (Hamel et al. 2013a). Men først og fremst har fotoboksstudiene gitt grunnlag for ny kunnskap av grunnleggende art om fjellets rovdyrsamfunn, samt gitt viktige data for å overvåke utviklingen av bestandene av rødrev og fjellrev i forhold til tiltaket (se avsnitt 3.3 nedenfor).

For å kunne fokusere på rovdyrsamfunnets romlige struktur i forhold til naturlige ressursgradienter har fotoboksene vært plassert langs transekter fra skog/kyst/lavland til innland/høyereliggende områder inne på tundraplataene både i tiltaks- og referanseområdet (Figur 2). Det er i denne sammenhengen verdt å merke seg at prosjektet inkluderer de fjellområdene i Nord-Fennoskandia med lengst avstand fra skoggrensa (30 km). Hver fotoboks i disse transektene er etablert på faste “åtestasjoner” som aktiveres i begynnelsen av mars. På hver åtestasjon er en fotoboks montert på et hvitmalt armeringsstål foran et åte bestående av en ca 20 kg blokk med frossen avskjær av rein fra slakteri. Denne prosedyren er godkjent etter søknad fra mattilsynet. Boksene står ute i ca. 4 uker. Det har skjedd noen forandringer i designet siden oppstart i 2005. Fotobokstransektet på Bekkarfjordfjellet ble faset ut etter 2007. Dette fordi arbeidsmengden ved å holde dette transektet i gang ikke samsvarte med verdien av dataene vi fikk fra denne regionen. I tillegg har vi utvidet en av løypene på Varangerhalvøya med en fotoboks ekstra. Fra og med 2013 har transektet på Nordkinnhalvøya blitt faset ut; dette på grunn av at det ikke har vært en eneste registrering av fjellrev i dette transektet i løpet av 8 vintre og driften av transektet har hatt vanskelige forhold på grunn av store avstander og dårlig vær. Som erstatning har vi etablert en nytt transekt i Gaisseområdet der det er hyppig yngling av fjellrev i et hi (se avsnitt 2.1.3 ovenfor).

Ifjordfjellet-Gaisseområdet blir dermed det viktigste referanseområdet i fortsettelsen av prosjektet.

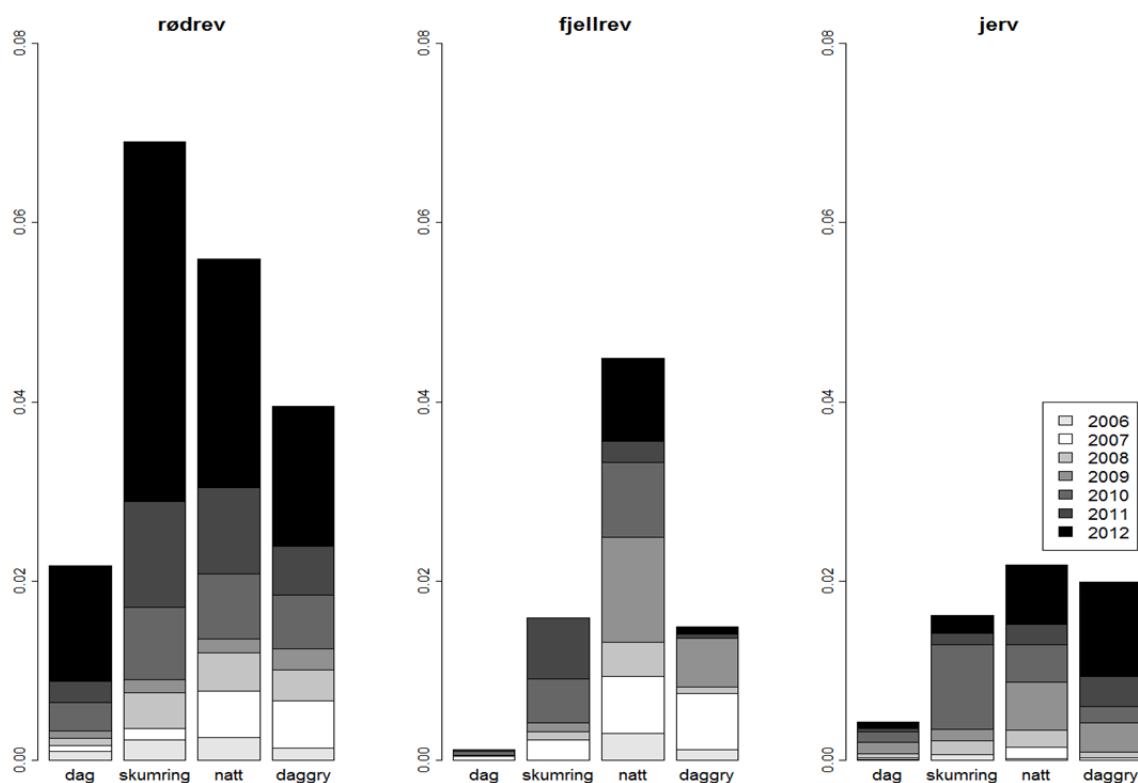
2.2.2 Fjellets rovdyrsamfunn: Struktur i tid og rom

De fleste av tundraens kjøttetere har funksjoner som både åtseletere og predatorer; hvorav åtseleterfunksjonen kan forventes å være viktigst i områder med store beitedyr (rein, elg og moskus) som kan gi opphav til åtsler, særlig om vinteren. Ved å bruke en blokk av reinkjøtt som åte, belyser vi i denne sammenhengen rovdyrsamfunnet i dets funksjon som åtseletere om vinteren. Bortsett fra noen sporadiske forekommende andre arter på åtene (snøugle, jaktfalk, skjære, måkefugl) besto samfunnet av de tre pattedyrene - rødrev, jerv og fjellrev – og de fire fugleartene ravn, kongeørn, havørn og kråke (Figur 15). Ravnene er totalt sett den arten som helt overveldende dominerer i frekvens, mens rødreven er det pattedyret som er avbildet flest ganger.



Figur 15. Samfunnet av åtseletere på tundraen i Øst-Finnmark består av 7 arter som jevnlig besøker åtet på fotobokstasjonene. Fra øverst til høyre er disse: fjellrev, kråke, jerv, havørn, rødrev, kongeørn, og ravn.

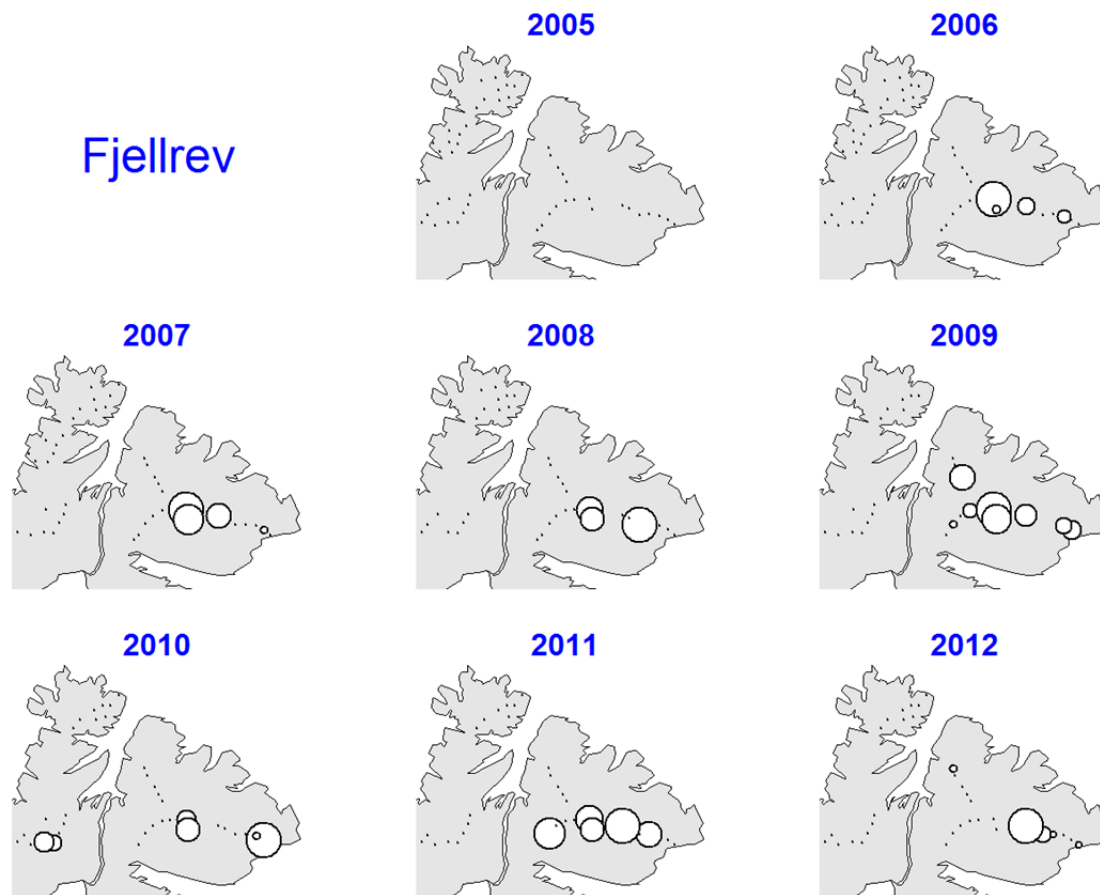
Det er klare tidsmessige mønstre i bruk av åtene i løpet av døgnet (Killengreen et al. 2012). Pattedyrene brukte åtet om natten og skumrings/demringstimene morgen og kveld, mens fuglene var mest aktive i dagslys. Fjellrev er den mest utpreget nattaktive blant alle artene, og har i løpet av prosjektperioden bare blitt avbildet noen fåtalls ganger om dagen. Rødrev og jerv fordeler sin aktivitet mer jevnlig på kveld, morgen og natt, og har også en større frekvens på dagtid enn fjellrev (Figur 16). I samarbeid med IPY-prosjektet Arctic Predator ble det samme studiedesignet med digitale kameraer på åteblokker satt opp to steder i Russland (Nenetsky og Yamal), samt på Svalbard. På den russiske tundraen brukte fjellrevene åteblokkene tidsmessig likt døgnet rundt (Rodnikova et al., *under bearbeidelse*). Denne geografiske forskjellen i fjellreven tidsmessige ressursbruk kan settes i sammenheng med at fjellreven er den dominerende arten på den russiske tundraen; rødrev forekom kun sporadisk og dagsaktive predatorer som ørner var helt fraværende. Fjellrens utpregede nattaktivitet i Øst-Finnmark kan derfor ses på som en strategi for å unngå eksponering for dagaktive predatorer. Overraskende nok har fjellreven på Svalbard, hvor åtseletersamfunnet består av fjellrev og polarmåke, samme aktivitetsmønster som på Varangerhalvøya. Årsaken til dette er ikke avklart ennå, men nye studier som gjøres i 2013 skal undersøke om stor skutertrafikk kan forklare dette aktivitetsmønsteret på Svalbard (Eva Fuglei, *pers. med.*).



Figur 16. Døgnaktivitet målt som besøksfrekvens på åte av totalt antall bilder hos de tre pattedyrene i åtseletersamfunnet i Øst-Finnmark i de 7 årene alle tre pattedyrene ble avbildet på åtestasjonene.

Det er også en klar romlig variasjon i åtebruken langs ressursgradientene (Killengreen et al. 2012). Kongeørn, havørn og kråke, som er knyttet til rike kyst- og skogsområder, blir for det meste borte ca. 10 km innpå tundraen. Fjellrev ble første gang avbildet i 2006 i tiltaksområdet. Deretter har det blitt tatt bilder av den hvert år på Varangerhalvøya og i 2010

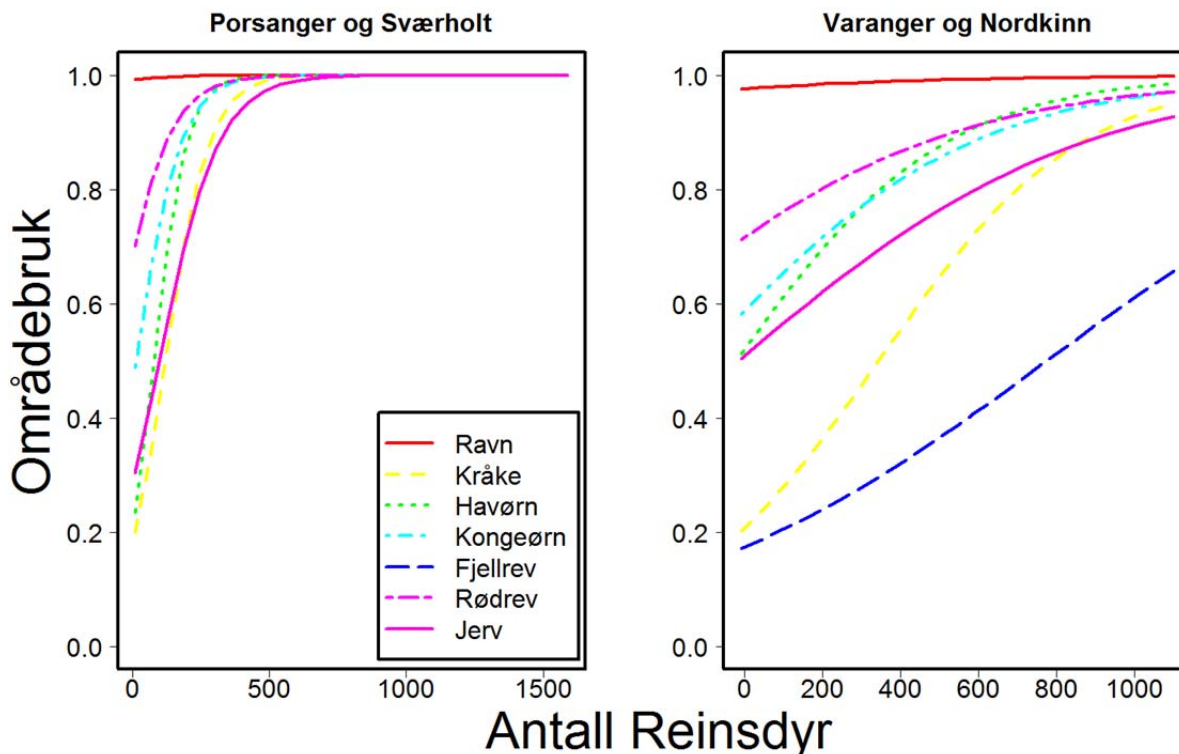
også på Ifjordfjellet. Fjellreven er mest frekvent på fotoboksene lengst inne på halvøya (Figur 17).



Figur 17. Antall besøk av fjellrev på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen indikerer hvor mange dager fjellreven besøkte en bestemt stasjon.

To arter er ikke fordelt systematisk med hensyn på noen av gradientene *kyst* → *innland*, *skoggrense* → *høyreliggende tundra/innland*; nemlig ravn og rødrev. Dette er ikke overraskende for ravn som er en tallrik og temmelig spesialisert åtseleter med en (på verdensbasis) bred geografisk utbredelse fra tempererte økosystem til høy-arktisk tundra. Rødrev har tidligere vært antatt å bruke skogbandet og den lavere delen av fjellet i større grad enn høvfjellet (Dalén et al. 2004), men i Øst-Finnmark er det ingen tegn til en synkende frekvens av rødrev med økt avstand fra mer produktive økosystemer eller med høyde over havet (Killengreen et al. 2012). Årsaken til at antallet rødrev ikke minker med avstand fra hav og skog kan skyldes god tilgang på kadaver av reinsdyr langt inne/høyt oppe på tundraplatåene. Vi har vist at dette reflekteres i rødrevens diett (se seksjon 2.1.3 og Figur 13 ovenfor). Videre har Henden et al. (2013) nettopp kombinert fotoboksdata fra “Fjellrev i Finnmark” med reinbeitedistrikter lengre vest i Finnmark i prosjektet “EcoFinn”. Dette studiet viser at det er en klar positiv sammenheng mellom antallet reinsdyr som har blitt igjen på sommerbeitedistriktene om vinteren og frekvensen av rødrev inne på tundraen. Spesielt er denne sammenhengen sterk i de årene hvor det er mange gjenværende reinsdyr på sommerbeitene. Sammenhengen mellom antall reinsdyr og frekvensen av rovdyr gjelder ikke bare for rødrev, men hele åtselelersamfunnet (Figur 18). Det er dermed vist at hjortedyrforvaltning generelt, og reindrift spesielt, har en avgjørende effekt på et helt samfunn

av rovdyr med ulike funksjoner i økosystemer. For eksempel er det i dette samfunnet typiske reirpredatorer som kråke og ravn, en allsidig predator som rødrev og store predatorer som kongeørn og jerv med evne til å legge ned voksne reinsdyr. I tillegg kan vi forvente at rovdyrssamfunnets numeriske respons til reintallet vil forsterke konkurransepresset på fjellrev, spesielt gjennom økingen av rødrev.



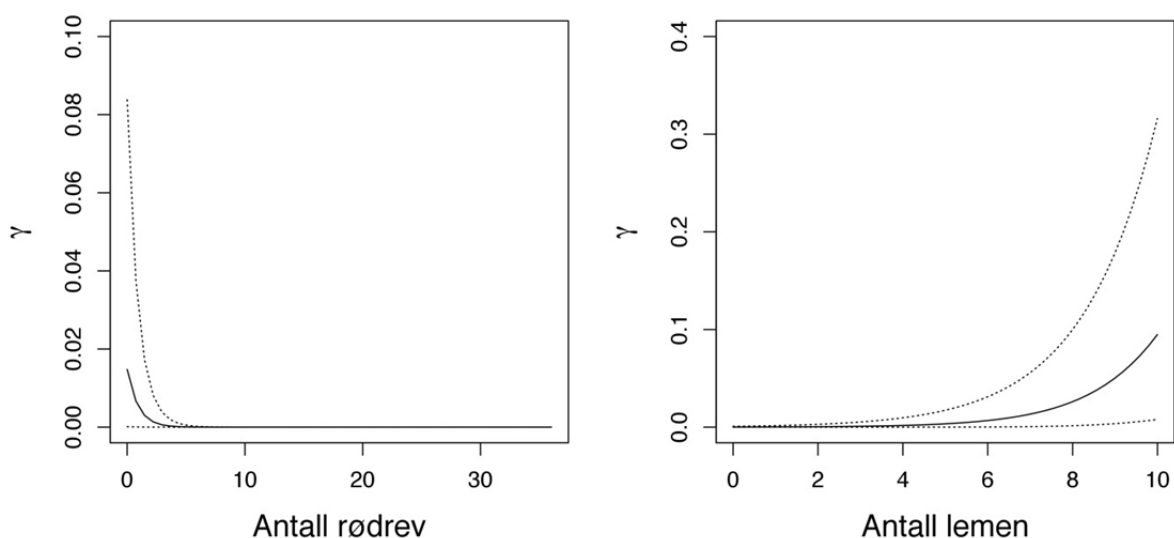
Figur 18. Estimerte funksjonelle sammenhenger mellom tilstedeværelse av ulike rovdyrarter på åtestasjonene og antall reinsdyr på sommerbeitene for tiltaks og alle referanseområdene i "Fjellrev i Finnmark" (Vanger & Nordkinn) og et område i midt-Finnmark (Porsanger og Sværholt). Sammenhengene er vist for i et år (2009) hvor det var store geografiske forskjeller i antallet reinsdyrs som ble registrert ved flytelling i prosjektet "EcoFinn". Det er også verdt å bemerke at 2009 var i lavfase av lemensyklus, noe som kan ha forsterket effekten av tilstedeværelse av reindyr. Fra Henden et al. (2013).

2.2.3 Relasjonen mellom rødrev og fjellrev

De to reveartene har relativt lik biologi og næringsvalg, noe som skulle bety at den dominerende rødreven vil utkonkurrere fjellrev i de områder hvor bestandsutbredelsen av de to artene overlapper (Hersteinsson & MacDonald 1992). Flere studier fra Fennoskandia har tidligere vist at utbredelsen til fjellrev og rødrev i liten grad overlapper ved at fjellreven finnes i høyereliggende områder enn rødreven (Dalén et al. 2004). Mer detaljerte studier av fordelingen av ynglende fjellrev og rødrev tyder også på at det er en intim konkurransedynamikk mellom artene i yngletida der fjellreven ikke bruker ynglehi som ligger innen en viss radius fra ynglende rødrev (Tannerfeldt et al. 2002). I en innledende undersøkelse i "Fjellrev i Finnmark" sammenlignet vi aktive og forlatte fjellrevhi med hensyn på en rekke faktorer i økosystemet for å identifisere hva som bestemte hvor fjellreven fremdeles ynglet. Våre resultater tydet på at rødrev hadde overtatt de mest produktive hiområdene, og at dette var den underliggende årsak til at fjellreven ikke ynglet i de beste hiene (Killengreen et al., 2007). Lite har vært kjent om hvordan de to reveartene konkurrerer på vinteren når det er størst knapphet på ressurser.

Etter hvert som vi har akkumulert data over flere år har vi fått bedre muligheter til å gjøre mer detaljerte undersøkelser av hvilke faktorer som begrenser områdebruken til fjellrev på vinteren. Prosjektets studiedesign, med storskala smånagerfangst og fotobokser i både tiltaks- og referanseområdet (Figur 2), har gjort det mulig å estimere de relative effektene av lemedynamikken og rødrevkonkurransen på fjellrevens tilstedeværelse på åtestasjonene, samt en rekke andre faktorer (Hamel et al. 2013b). I dette studiet ble 25 fotobokser, fordelt på tiltaks - og referanseområdene, som hadde vært i virksomhet hele studieperioden brukt. Analysene ble gjort ved hjelp ”occupancy-modeller”. Denne type statistiske modeller estimerer sannsynlighet for tilstedeværelse av fjellrev på en gitt lokalitet korrigert for at ”oppdagbarhet” kan variere i tid og rom (tilsvarende analyser ble også brukt i studiet til Henden et al. 2013 som er referert ovenfor). Det er verdt å merke seg at ”sannsynlighet for tilstedeværelse” både reflekterer fjellrevindividenes bruk av åtsler/areal innen områdene og fjellrevens bestandsstørrelse mellom områder og år. Vi forventet at øket lementetthet mellom områder og år ville virke positivt på fjellrevbestands størrelse. Et større antall registreringer av rødrev på åtestasjonsnivå forventet vi ville virke negativt på fjellrevindividenes ressurs/arealbruk ved at fjellreven blir fortrent av den sterkere konkurrenten.

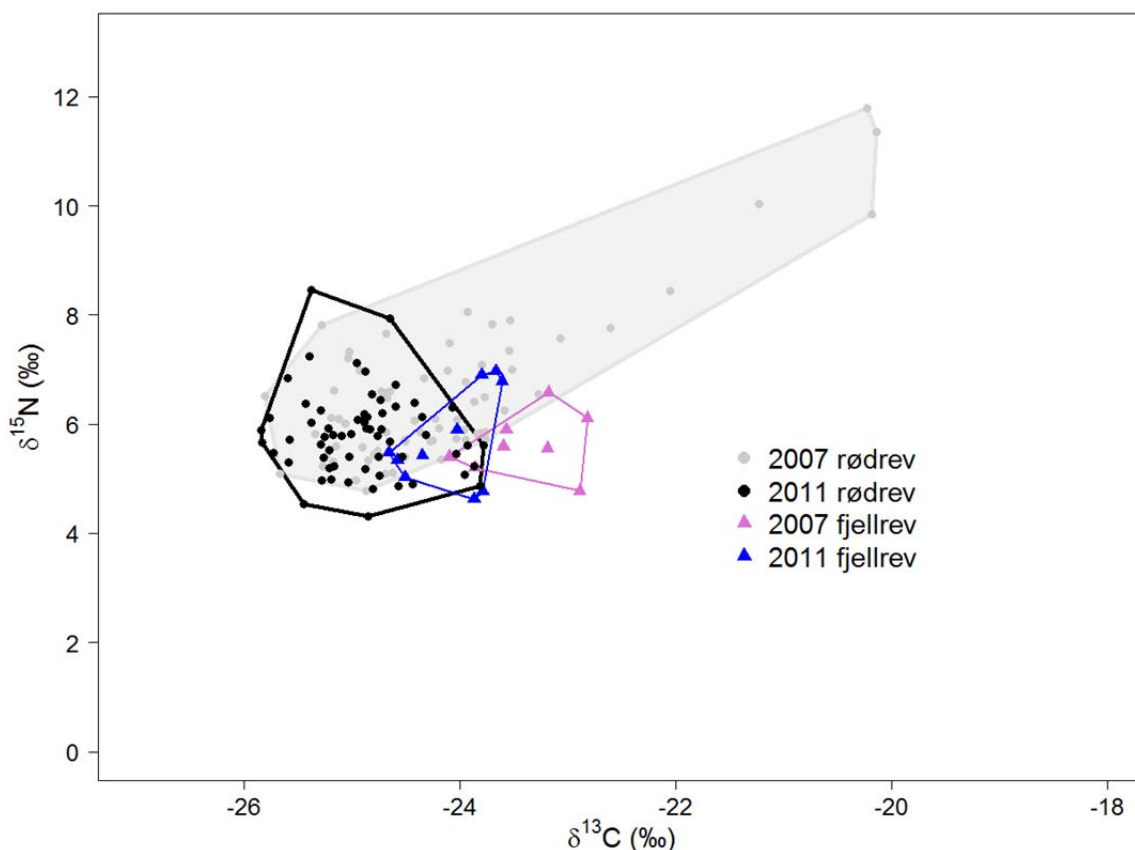
Analysene gav støtte til begge disse forventningene (Figur 19), men effekten av rødrev var dobbelt så sterk som effekten av lementettheten. Avstand fra vei og skog og høyde over havet hadde også en viss virkning, men disse effekten var svakere (se Hamel et al. 2013b for detaljer).



Figur 19. Estimerte effekter av antall rødrev og lemen på sannsynligheten (γ) for etablering av fjellrev på åtestasjonene i Øst-Finnmark på vinteren (fra Hamel et al. 2013b). Heltrukne kurver er estimerte funksjonelle sammenhenger, mens de stiplede kurvene angir denne funksjonens usikkerhetsnivå (95% konfidensgrenser). ”Antall rødrev” er antall bilder med rødrev på en åtestasjon, mens ”Antall lemen” er antall fangede individer per 100 felledøgn høsten før fra ekstensiv fangsten i prosjektet.

Varangerhalvøya ligger i den lavarktiske klimasonen (Walker et al. 2005), noe som gjør at fjellviddene (dvs. tundraen) i nord og i øst på halvøya strekker seg helt til kysten (Figur 2). Noen av de kjente fjellrevhiene, som ikke har blitt brukt i nyere tid, ligger derfor også nært kysten. Dette betyr at fjellrev i tidligere tider har kunnet hente ressurser fra det marine økosystemet (f. eks. fra fuglefjell) og dermed ikke har vært så avhengig av toppår i lemenbestanden for å reprodusere (jmf. Roth 2003, Schmidt et al. 2012) som i andre områder

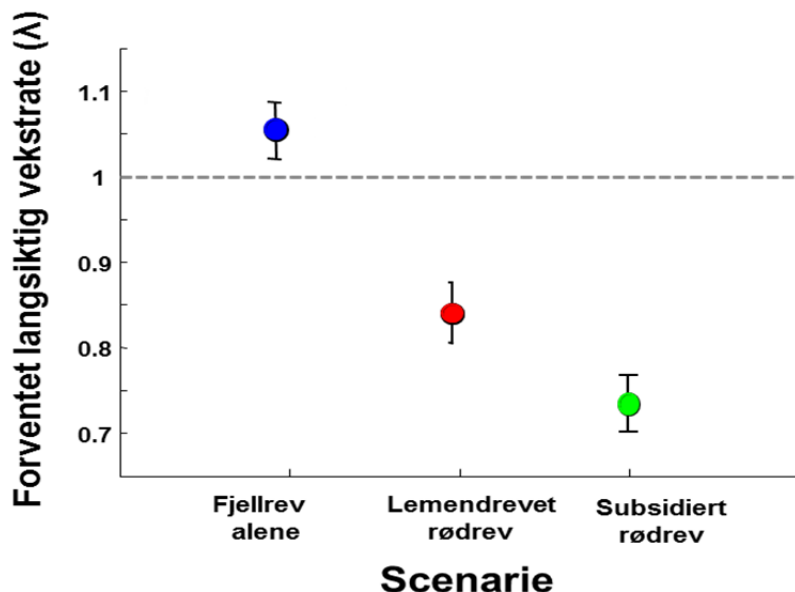
i Fennoskandia. Gjennom analyser av fraksjonene av de stabile isotopene $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ i vinterpelsen hos både rødrev og fjellrev kan vi undersøke diettbredden (næringsnisjen) og til en viss grad gjennomsnittlig diettsammensetning hos fjellrev og rødrev fra foregående sommer/høst. Vinterpels samles nå regulært inn fra alle fjellrevhi med aktivitet i forbindelse med hiovervåkingen. Tilsvarende pelsprøver tas fra rødrev med sikker lokalitetsangivelse som er skutt av SNO. Lave verdier av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ betyr at revene har spist byttedyr fra det terrestriske økosystemet, mens høye verdier av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ betyr at byttedyrene kommer fra det marine økosystemet. Næringsnisjens plassering er noe avhengig av såkalt grad av fraksjonering; dvs. at ulike arter kan assimilere isotopene noe ulikt. Dette løses vanligvis ved at man bruker en artsspesifikk korreksjonsfaktor som kan hentes fra litteraturen, men det har også blitt vist at korreksjonsfaktoren kan være variabel, for eksempel mellom forskjellige alderskategorier (Lecomte et al. 2010). Korreksjonsfaktoren for rødrev stemmer godt med hva man kan forvente fra isotopsammensetningen i de potensielle næringsemnene (Killengreen et al. 2011), mens korreksjonsfaktorene for fjellrev på Varangerhalvøya fungerer dårlig av ukjent grunn. Vi presenterer derfor isotopdata som ikke er korrigeret for fraksjonering. Dette medfører at posisjonen på næringsnisjen ikke kan sammenlignes direkte mellom artene. Sammenligninger av nisjeposisjon mellom år innen artene er imidlertid gyldige. Det samme gjelder den relative bredden på næringsnisjen mellom artene (Figur 20).



Figur 20. Polygone som viser næringsnisjer (diettbredde) basert på isotopsignatur hos individer av rødrev og fjellrev i ulike år på Varangerhalvøya uten korrigering for "fraksjonering"; dvs. at de to artene kan assimilere isotopene noe ulikt. Robuste sammenligninger kan gjøres med hensyn på relativ nisjebredde (polygonenes relative utstrekning) mellom revearter og mellom år innen artene. Lave verdier av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ (dvs. polygone som strekker seg mot nedre venstre hjørnet av panelet) betyr at revene har spist byttedyr fra det terrestriske økosystemet, mens høye verdier av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ (dvs. strekker seg mot øvre høyre hjørnet av panelet) betyr at byttedyrene kommer fra det marine økosystemet.

Figur 20 viser næringsnisjen med hensyn på aksene $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ for begge artene basert på vinterpels fra 2008 og 2012, som da tilsvarer dietten sensommer/høst i de to toppårene for smågnagere i 2007 og 2011. Den største forskjellen mellom årene ser vi for rødreven, som i 2007 hadde et vesentlig større diettspespekter/nisjebredden strukket mot marine næringsemner enn i 2011. Forskjellen for fjellrev er ikke vesentlig, men det er et skifte mot venstre som antyder en diett som er mer rettet mot lemen i 2011 enn i 2007. Dette er enda en indikasjon på hvor betydningsfullt det siste toppåret for lemen var for både fjellrev og rødrev (se seksjon 2.1.3 ovenfor). Nisjebredden er alltid lavere for fjellrev enn rødrev, og det er ingen indikasjoner på at marine næringsemner inngår i dietten til fjellrev. Dette skyldes trolig at fjellreven ikke har tilgang til kystsonen på Varangerhalvøya fordi denne er okkupert av rødrev, spesielt i sommerhalvåret. Statistiske analyser presentert i Killengreen et al. (2011) viste en klar kyst-innlandsgradient i isotopsignaturen hos eldre rødrever, mens denne var mindre tydelig hos unge rev som sannsynligvis vandrer mer og dermed bruker et større romlig spekter av ressurser. I de senere år av prosjektet har fjellrevaktiviteten på hi om vinteren økt betraktelig, noe som vil gjøre det mulig å undersøke diettbredden mellom reveartene i andre faser av smågnagersyklus. Et interessant aspekt som vi ønsker å finne svar på i denne sammenheng er om diettbredden til fjellrev vil øke i lavfase av lemensyklus ved en fortsatt reduksjon i rødrevbestanden.

For å skaffe oss et bedre kunnskapsgrunnlag for å forstå hvordan konkurransen mellom de to reveartene kan være påvirket av hvilke ressurser de har tilgjengelig, har vi brukt modellsimuleringer (Henden et al. 2010, Figur 21). Disse simuleringene har tatt utgangspunkt i den aldersstrukturerte demografiske fjellrevmodellen som ble utviklet av Henden et al. (2008) og som har blitt beskrevet i vår tidligere rapport (Ims et al. 2008).



Figur 21. Effekten av rødrevkonkurranse på forventet langsiktig vekstrate hos fjellrev under ulike scenarier for ressursdynamikk i økosystemet. "Fjellrev alene" gir forventet vekstrate hos fjellrev drevet av syklisk lemedynamikk uten konkurranse fra rødrev. "Lemendrevet rødrev" angir vekstrate for fjellrev i et scenario der rødrevdynamikken også er drevet av lemen. "Subsidiert rødrevdynamikk" angir forventet vekstrate hos fjellrev i et scenario der rødrevbestanden er stabilisert av en ressurs som rødreven kan monopolisere (f. eks. åtsler). Langsiktig vekstrate < 1 (stiplet linje) betyr at fjellrevbestanden minker over tid. Fra Henden et al. (2010).

Vi referer her til to ressursscenarier som ble brukt i Henden et al. (2010): Et scenario hvor begge reveartene er avhengig av syklisk fluktuerende lemen og et alternativt scenario hvor rødrevdynamikken blir subsidiert og stabilisert av annen ressurs enn smågnagere (f. eksempel åtsler) som rødreven er i stand til å monopolisere (jmf. resultatene fra fotoboksstudiene). For å fokusere på hvilken effekt den ulike ressursdynamikken har (dvs. grad av tidsmessig variasjon i ressursene som forplanter seg til variasjon i rødrevbestanden) ble sammenligningene gjort med samme gjennomsnittlige bestandsstørrelse hos rødrev i de to scenariene. Resultatene av simuleringene viser at konkurransepresset, målt i form av “forventet langsiktig bestandsvekstrate” hos fjellrev, var klart størst i scenariet med en rødrevbestand som blir stabilisert av en annen ressurs enn smågnagere (Figur 21). Dermed har vi teoretiske støtte for å hevde at øket tilgang av åtsler eller andre antropogent forårsakede næringsubsidier i økosystemet kan forventes å ha en negativ effekt på fjellrev gjennom øket konkurranse med rødrev.

3 Tiltak for å redusere rødrevbestanden

3.1 Kunnskapsgrunnlag for tiltaket

Rødreven er et av våre vanligste og mest utbredte rovdyr. I løpet av de siste 100 år har flere studier vist hvordan rødreven har vandret nordover og økt i bestandstetthet i områder i Sibir og Nord-Amerika (Hersteinsson & MacDonald 1992). Flere har hevdet at denne endringen i rødrevens utbredelse kan tilskrives et varmere klima i nordområdene (f. eks. Hesteinsson & MacDonald 1992, Post et al. 2009). Men det finnes også områder i Arktis hvor rødreven ikke har økt i antall eller i utbredelse. Dette er tilfelle i Yukon i Canada til tross for at denne regionen har hatt en betydelig oppvarming over de siste tiårene (Gallant et al., 2012). Det har også nylig blitt reist tvil om økingen i rødrevens utbredelse, der dette faktisk har skjedd i nordområdene, skyldes endret klima, og det har vært foreslått at andre endringer i økosystemet kan være mer betydningsfull i denne sammenhengen (Fuglei & Ims 2008, Gallant et al. 2012). En faktor er økningen av hjortedyr (Selås & Vik 2007), inkludert tamrein (Killengreen et al. 2011, Henden et al. 2013). Sanzone et al. (2010) viste til at det har skjedd en kraftig økning i rødrevbestanden rundt et oljeutvinningsanlegg i Alaska og forklarer dette med økt antropogen ressurs-subsidiering av rødreven.

Hvordan rødrevbestanden i Øst-Finnmark har utviklet seg i løpet av det siste århundret har vi lite konkrete data på. En av de første opptegnelsene som gir et inntrykk av frekvensen av fjellrev og rødrev på Varangerhalvøya er fra Brodtkorp i 1914 i Norges Jeger og Fiskeforenings tidsskrift. Han forteller at i forbindelse med det legendarisk store lemenåret i 1880 felte fire jegere 300 rev på Varangerhalvøya den påfølgende vinteren. Av disse var kun 5 % rødrev, mens resten var fjellrev. Mye tyder på at det var relativt lite rødrev i østligste delene av Finnmark så sent som på 1970-tallet og informanter som da oppholdt seg mye på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet sier at fjellreven var den dominerende arten inne på fjellviddene. Ved oppstart av prosjektet var det delte meninger om hvor stor bestanden av rødrev var, selv om mye tydet på en stor økning i bestanden de siste tiårene (Frafjord 2003). Dette inntrykket utgjorde grunnlaget for tiltaksdelen av prosjektet.

Fotoboksstudiene våre har nå entydig vist at rødreven er vidt utbredt i fjellområdene i Øst og midt-Finnmark og at den antallsmessig er den klart dominerende pattedyrarten (se avsnitt 2.2.2, Killengreen et al. 2012, Henden et al. 2013). Ved hjelp av fotoboksstudier mener vi

også at vi har identifisert den viktigste årsaken til denne utviklingen; nemlig rødrevens tydelige respons på reintallet på vinteren (se avsnitt 2.2.3, Henden et al. 2013) som skyldes at den subsidieres av reinsdyrkadavre mellom smånagertoppene (se avsnitt 2.1.4 og Killengreen et al. 2011). Våre modellsimuleringer viser at en slik ressursubsidiering av rødrev kan forventes å ha en særlig negativ effekt på fjellrevbestanden (se avsnitt 2.2.2, Henden et al. 2010). Vi har også gjort modellanalyser som har vist at man kan få stor effekt av tiltak for å desimere rødrevbestanden hvis tiltaket utføres kontinuerlig over alle faser av lemensyklus (Henden et al. 2009). Vi har derfor nå fått et mye bedre kunnskapsgrunnlag for å drive “avbøtende rødrevtiltak” enn det vi hadde når prosjektet startet.

3.2 Gjennomføring av tiltak

Det primære målet med tiltaket er å redusere tettheten av rødrev i egnede yngleområder for fjellrev på Varangerhalvøya. Ut i fra utbredelsen av tradisjonelle fjellrevhi å dømme har dette området strukket seg helt ned til kysten i øst og nord på halvøya. Derfor har det vært viktig at tiltaket har en stor geografisk bredde; dvs. at det tas ut rødrev både i de indre delene av halvøya hvor fjellreven ser ut til å ha hatt et siste refugium, og i kyststrøkene hvor fjellreven kan ha viktige ressursområder i perioder med lite lemen. Uttak av rødrev langs kysten er også motivert av at rødrev som yngler der under stabile marine subsidier (se avsnitt 2.1.4, Killengreen et al. 2011) kan skape et overskudd i kystsonen som spres ved vandring til innlandet.

Det har siden vinteren 2005 blitt felt 1803 rødrever i prosjektet. Tabell 1 gir fellingstallene per år fordelt på SNO (“ekstraordinær felling”, vesentlig felling på de indre delene av Varangerhalvøya) og rev levert av lokalbefolkningen mot ”skrottpenger” (“ordinær jakt”, vesentlig langs kysten).

Tabell 1. Fellingstall for rødrev fordelt på SNO og ordinært jakt utført av lokalbefolkningen i alle årene tiltaket har blitt gjennomført

År	SNO	Ordinær jakt	Antall jegere	Totalt
2005	49	118	41	167
2006	50	109	39	159
2007	25	135	44	160
2008	58	111	38	169
2009	24	128	39	152
2010	21	122	41	143
2011	28	264	52	292
2012	141	420	74	561

Fram til og med 2010 var fellingstallene og antall jegere i den ordinære jakten svært stabile. I samme periode har tallene fra SNO variert mer, mye som et resultat av at værforholdene spiller en stor rolle for mulighetene for å spore opp rev inne på vidda. De to siste årene av fellingsserien peker seg ut med et betydelig større antall felte rev for begge typer fellinger. Dette skyldes nok flere forhold. For det første var den siste smånagertoppen i årene 2010-2011 større og mer langvarig enn den forrige (Figur 2), slik at fellingstoppen i stor grad kan reflektere en numerisk respons i rødrevbestanden til den store smånagertoppen i 2011. Dette understøttes også av de store fellingstallene fra SNO i rødrevtiltaket knyttet til dvergåsprosjektet ved Iesjavre (Norwegian action plan for the Lesser White-fronted Goose

Anser erythropus. DN-report 4-2011). I tillegg spiller svært gode værforhold nok en rolle i forhold til økningen i SNO-felte rev i 2012. Videre økte vi skrottpriisen til fra kr. 750,- til kr. 1000,- pr skutt rev i 2011 som kan ha bidratt til økingen i antall jegere som har levert skrotter. Men vi kan heller ikke se bort fra at det økte antall jegere kan være en numerisk respons til økt rødrevbestand

Det er store forskjeller mellom kommunene i antall innleverte rødrev. I 2012 ble det levert inn mye rødrev skutt i Tana kommune og det var også en kraftig økning i Vardø kommune (Vedlegg, Figur 2S). Ellers er det gledelig at det innleverte antall rødrev fra Berlevåg og Båtsfjord kommuner har økt, siden SNO har liten mulighet til å gjennomføre den ekstraordinære felling i disse nordlige og vestlige delene av Varangerhalvøya (se vedlegg, Figur 3S) på grunn av vanskelig topografi.

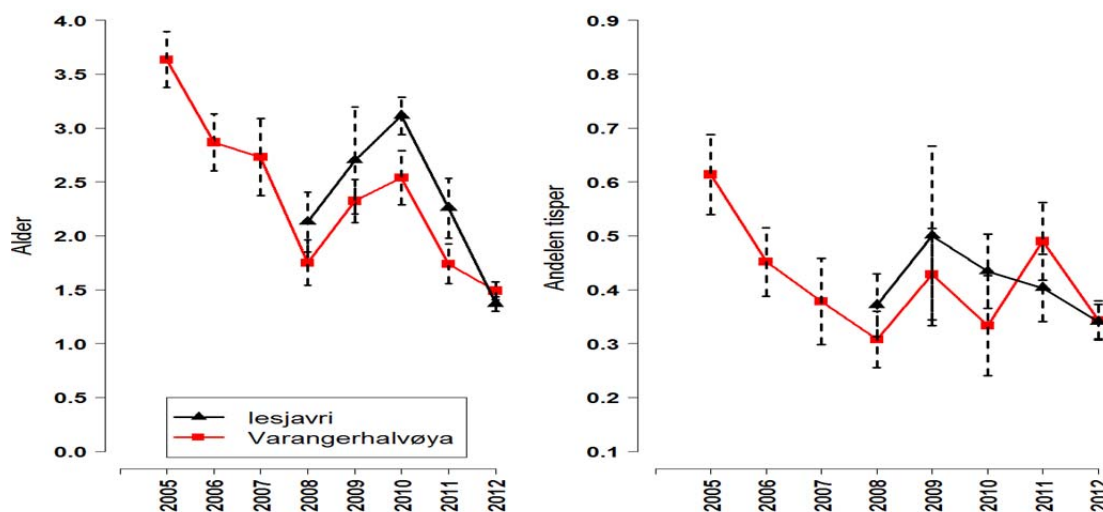
3.3 Effekter av tiltaket

3.3.1 Effekter på rødrevdemografi

Det er et stort materiale i form av innsamlet rødrev som har blitt tilgjengelig for analyser i laboratoriet i løpet av årene som prosjektet har drevet reduksjon av rødrevbestanden på Varangerhalvøya. Vi har på bakgrunn av dette materialet fått viktig ny kunnskap om rødrevens ressursbruk gjennom analyser av mageinnhold og stabile isotoper (se avsnittene 2.1.3 og 2.2.3). Videre har disse analysene gitt informasjon om demografi, samt andre forhold som gir ny kunnskap om rødrevens biologi i fjell/tundraøkosystemer. Et viktig materiale har også blitt tilgjengelig fra og med 2008 gjennom det tidligere nevnte dverggåsprosjektet ved Iesjavri. Dette har blant annet gjort det mulig å få en sikrere identifikasjon av demografiske effekter av tiltaket på i rødrevbestanden på Varangerhalvøya. Rødrevene er analysert i samarbeid med Veterinærinstituttet og aldersbestemmelse, basert på segmentering i tenner, er gjort av Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). I tillegg til undersøkelser av demografi, som kan ha betydning for effektene av tiltaket på fjellrev, har rødrevene blitt screenet med hensyn på parasitter og sykdommer (epidemiologi). Dessuten har muskelprøver fra rødrev gitt et viktig bidrag til den terrestriske overvåking av menneskeskapt radioaktive stoffer som Statens Strålevern gjennomfører i nordområdene. Noen foreløpige resultater fra disse “spinn-off” temaene er gitt i vedlegget (se avsnittene 7.4 og 7.5).

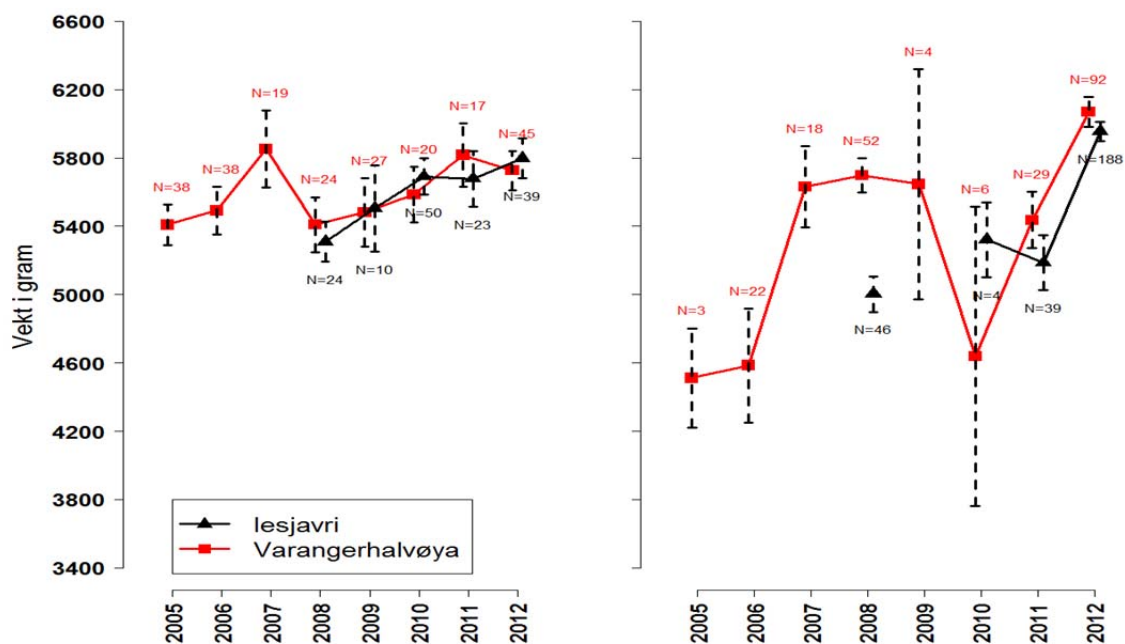
Gjennomsnittlig alder hos rødrev har store mellomårsvariasjoner (Figur 22; venstre panel) som synes å skyldes en kombinasjon av effekter av tiltaket og smånagerdynamikken. Både på Varangerhalvøya og ved Iesjavri er gjennomsnittsalderen lavest i 2008 og 2012. Dette er årene etter smånagertoppene som har bidratt til økt rekruttering av mange unge dyr inn i bestanden. Pulsen fra smånagersyklus gjør at man bør sammenligne år i samme sykliske fase av byttedyrtilgangen. Det betyr at effekten av tiltaket kan sammenlignes mellom 2005 og 2010 (bunnår) og mellom 2007 og 2011 (toppår). Begge disse sammenligningene viser en nedgang i alder på ca. 1 år som kan tilskrives tiltaket. Selv om man bør være forsiktig med å bruke tannsegmentanalyser som eksakte mål på alder, særlig av eldre dyr (Christensen-Dalsgaard et al. 2010), er den relative forskjellen mellom år gyldig, og det samme gjelder andelen helt unge dyr i bestanden. Når det gjelder kjønnsfordelingen (Figur 22; høyre panel) er det en trend, særlig på Varangerhalvøya som kvalitativt ligner trenden i gjennomsnittlig alder. Første året (2005) som reflekter sammensetningen av en bestand uten påvirkning av jakt/uttak og med dominans av gamle dyr, inneholdt materialet over 60 % hunner. De neste 4 årene viste en klar nedgang i andelen hunner, mens andelen fra 2009 til 2012 har variert

mellom 50 % og 30 %. Variasjonen i den siste perioden kan både være influert av smågnagersyklus og tiltaket. Smågnagersyklusen effekt kan både virke gjennom kjønnsforskjeller i faseavhengig overlevelse og vandringer, mens tiltaket kan virker inn på innvandring av nye/unge dyr samt på ulik "jaktbarhet" hos de to kjønnene. Siden hannene vandrer mer er det ikke overraskende at andelen hanner blir større etter hvert som områder blir tømt for rødrev. Generelt er revene eldre i innlandet enn langs kysten; en lineær statistisk modell predikerer at rødrevene helt innerst på Varangervidda (30 km fra kysten) i gjennomsnitt nå er et år eldre enn rever helt i kystsonen.



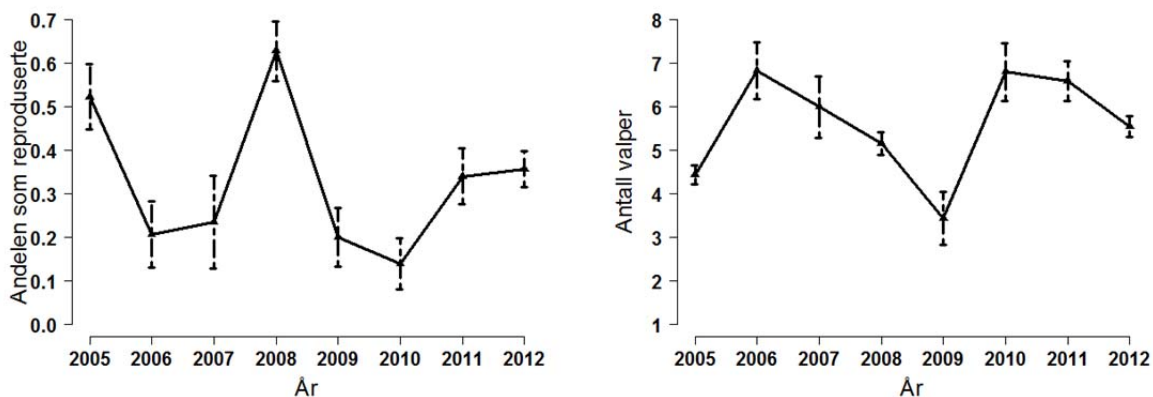
Figur 22. Demografiske parametere hos rødrev felt av SNO på Varangerhalvøya og ved lesjavri sidene tiltakene startet. Venstre panel: Gjennomsnittlig alder i år (±SE). Høye panel: Andel tipser (±SE).

Rødrevenes vekt viser at det er liten tidsvariasjon hos rever eldre enn 1 år, med 400 gram fra laveste til høyeste årsgjennomsnitt i tidsserien (Figur 23). Hos ungrever (1 år eller yngre) er imidlertid mellomårsvariasjonen betydelig. Noe av variasjonen skyldes lite materiale som gir usikre estimater i noen år, men det er en klar tendens til at ungrevene er betydelig lettere i bunnfase enn i toppfase av smågnagersyklus. Dette er forventet ut fra en oppvekst med henholdsvis dårlig og god mattilgang. Unge rever som er født i toppår kan være minst like tunge som eldre rev. Faktiske er ungrevene som er født i det store smågnageråret i 2011 de tyngste i hele materialet (Figur 23). Videre viste det seg at dyrene som lever inne på fjellet på Varangerhalvøya var i generelt like godt hold som langs kysten; dvs. statistiske analyser viser at vekten på revene ikke varierer som funksjon av avstand til kyst.



Figur 23. Gjennomsnittlig vekt i gram (\pm SE) på rødrev skutt på Varangerhalvøya og Iesjavri. Venstre panel: Dyr eldre enn 1 år (venstre panel). Høyre panel: Dyr som er 1 år eller yngre (høyre panel). Merk at verdiene for enkelte år, særlig i bunnfase av smågnagersyklus er basert på små utvalgstørrelser for unge dyr (N).

Andelen drektige tisper skutt i mars og april (Iesjavri- og Varangerdata slått sammen) varierer mellom år (Figur 24, venstre panel). Denne andelen er nok underestimert fordi tisper skutt veldig tidlig i uttaksperioden, men som ville ha reproduisert, ikke har synlige fostre enda. Bortsett ifra 2005, hvor alle dyrene ble skutt etter 30. mars (noe som nok gir en høy drektighetsrate dette året), er det for de andre årene i tidsserien relativt jevnt fordelt med dyr skutt i de to månedene uttaket skjer på våren. Tatt dette i betraktning ser vi at byttedyrtilgang er en viktig bestemmende faktor for demografien hos rødreven; dvs. andelen reproduserende tisper varierer med fasene av smågnagersyklus. På vårvinteren i 2008 var det fremdeles mye lemen på fjellet (se avsnitt 2.1), noe som gjorde en stor del av tipsene startet reproduksjon. Også den neste smågnagertoppen i 2011 og 2012 reflekteres i andel reproduserende tisper. Det er også verdt å merke seg at det er en andel på 20 % av tispene som er drektige selv i år hvor smågnagerbestanden er på et absolutt lavmål, og hvor det ikke var yngling hos fjellrev (f. eks. 2009). Når det gjelder kullstørrelser, målt som antall fostre i livmoren, varierer dette også mellom år, i store trekk i henhold til smågnagersyklus (Figur 24, høye panel). Mellomårsvariasjonen i kullstørrelse (og drektighetsrate) influeres av aldersfordelingen i bestanden. Både kullstørrelsen og andelen drektige er lavest hos ettåringer (se vedlegg, Figur 5S). Dette er sannsynligvis årsaken til at kullstørrelsen tenderer til å være like stor i året før smågnagertoppen (f. eks. 2006 og 2010), da dyrene er eldst, som i selve toppåret i syklusen.

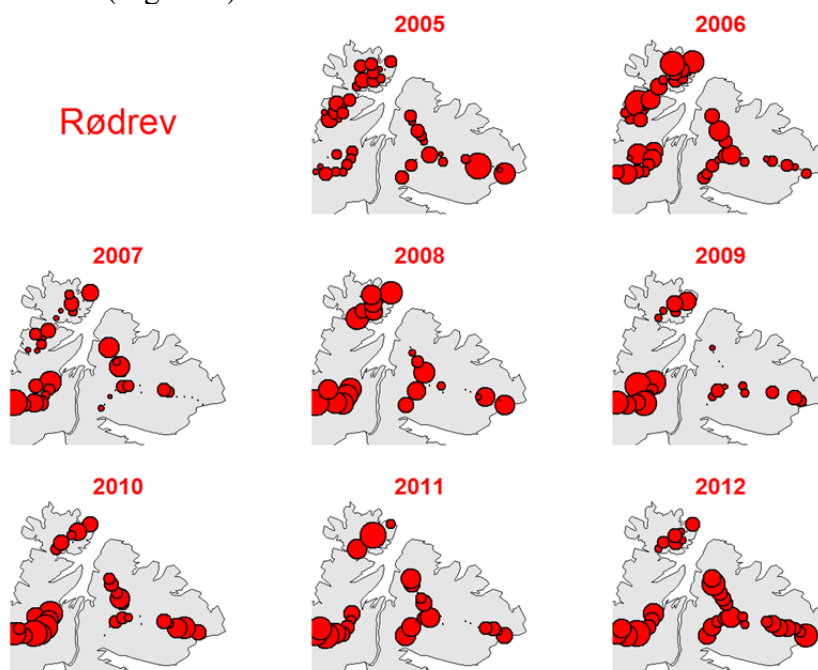


Figur 24. Andelen drektige rødrevtisper (\pm SE) (venstre panel) og gjennomsnittlig antall foster i livmoren (\pm SE) hos (høyre panel) for sammenslått materiale fra Varangerhalvøya og lesjavri .

3.3.2 Effekter på tetthet og utbredelse av rødrev

Den årvisse overvåkingen av rovdysamfunnet ved hjelp av fotoboksene gir det viktigste materialet i prosjektet for å vurdere rødrevens utbredelse og tetthet i tiltaks- og referanseområdene. De ekstensive sporingrutene som vi gjorde innledningsvis i prosjektet ble som tidligere nevnt nedlagt på grunn av ustabil datatilgang. Sporingene vi gjør i de tre intensivområdene på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet gir i tillegg nyttig informasjon om rødrevens frekvens i de mest produktive dalene i disse områdene (Vedlegg, Figur 6S).

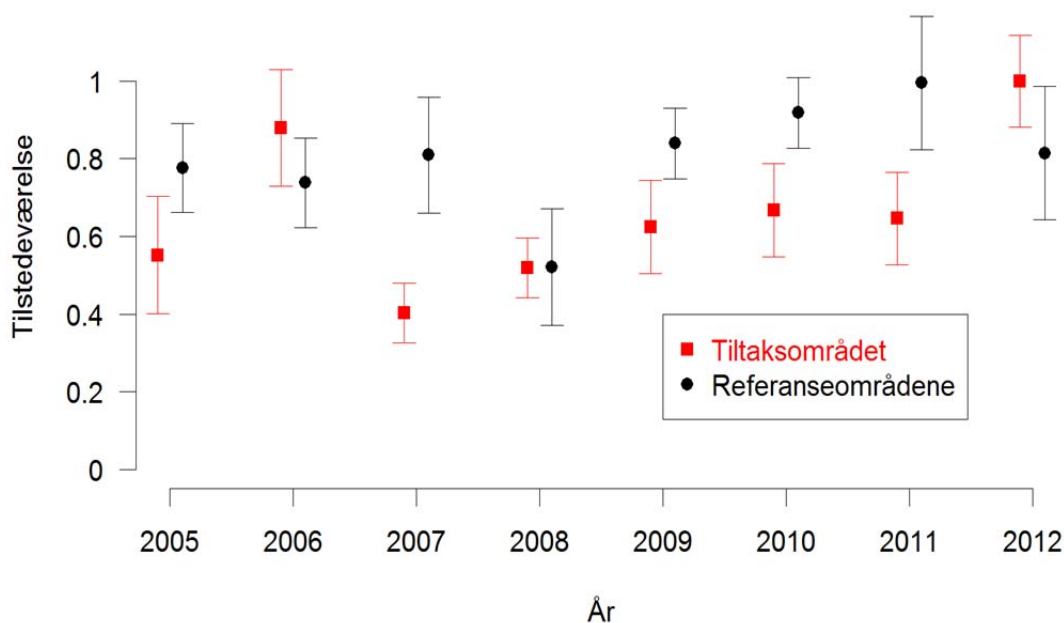
Når det gjelder fotoboksdataene så antyder frekvensen av rødrev per åtestasjon (antall dager med observasjoner rødrev av totalt antall dager med operativ fotoboks på stasjonen) at den romlige fordelingen av rødrev er mer variabel i tiltaksområdet på Varangerhalvøya enn i referanseområdene (Figur 25).



Figur 25. Antall besøk av rødrev på åtestasjonene juster for hvor mange dager hver stasjon var i drift hvert år. Størrelsen på sirkelen indikerer hvor mange dager rødreven besøkte en bestemt stasjon.

På Varangerhalvøya har det siden tiltaket startet vært flere år med fravær av rødrev på en andel av åtestasjonene, spesielt i de indre delene av halvøya. Særlig etter år der SNO har lyktes med å ta ut et betydelig antall rødrev inne på halvøya (f. eks. 2006 og 2008) er det påfallende tynt med rødrev på de innerste fotoboksene det påfølgende året (2007 og 2009). Blant referanseområdene er det Ifjordfjellet som utmerker seg med generelt høye frekvenser og lite romlig variasjon (Figur 25).

Frekvensdataene vist i Figur 25 kan være påvirket av at oppdagbarheten (deteksjonen) av rødrev som oppholder seg i området rundt åtestasjonene kan variere i tid og rom, f. eks. som en funksjon av tilgang på ressurser i fjellet (lemen og kadavre). Derfor har vi også brukt “occupancy-modeller” som er beskrevet i avsnitt 2.2.2 (se også Hamel et al. 2013a,b) for å få korrigerede estimater på rødrevens gjennomsnittlig tilstedeværelse i henholdsvis tiltaksområdet (dvs. Varangerhalvøya) og i referanseområdene samlet (Figur 26). Disse estimatene viser flere ting: For det første er tilstedeværelsen av rødrev lavere i tiltaksområdet på Varangerhalvøya enn i referanseområdene de fleste årene. For det andre er det en tendens til at effekten av tiltaket er størst i de toppårene for smånagere (2007 og 2011). Tilstedeværelse av rødrev nådde et maksimum på Varangerhalvøya i 2012 etter det store lemenåret i 2011, og etter 2 år (2010 og 2011) med et lavt SNO-uttak inne på halvøya på grunn av dårlig vær (Tabell 1). Dette maksimum reflekteres også godt i fellingsstatistikken (Tabell 1) og i sporinger vi har gjort av rødrev i intensivområdene (se vedlegg, Figur 6s).

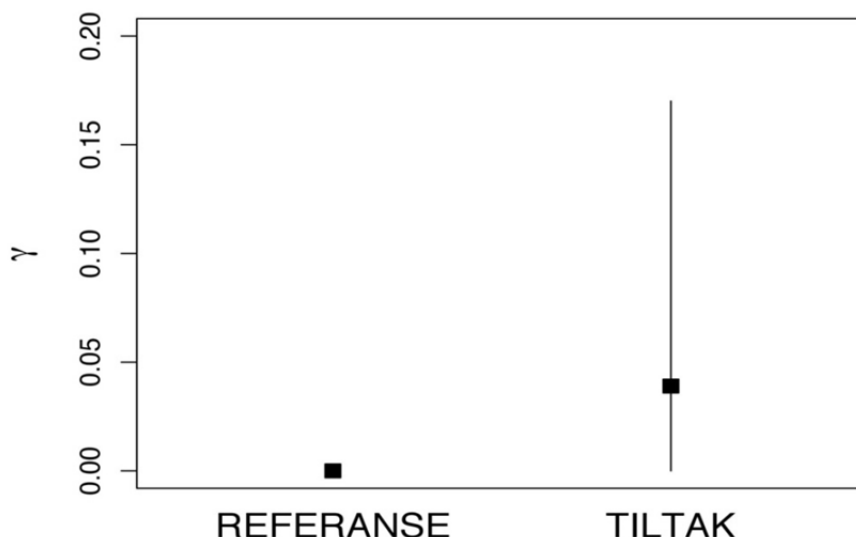


Figur 26. Gjennomsnittlig tilstedeværelse (“occupancy”) (\pm standard feil) av rødrev på fotoboksene i løpet av årene med rødrevtiltak i prosjektet (Røde firkanter= Tiltaksområdet på Varangerhalvøya og svarte rundinger=Referanseområdene på Norkinnhalvøya og Ifjordfjellet). Estimatenes stammer fra statistiske “occupancy modeller” hvor det korrigeres for “oppdagbarhet”.

3.3.3 Effekter på fjellrev

Vi har brukt fotoboksdataene til å undersøke om rødrevtiltaket har hatt en positiv effekt på fjellrevens områdebruk om vinteren; dvs. i analysen til Hamel et al. (2013b) ble forskjellen

mellom tiltak og referanseområde estimert, korrigert for de andre variablene nevnt i avsnitt 2.2.3 ovenfor (bl.a. tetthet av lemen og lokal tilstedeværelse av rødrev). Denne analysen viser at det er en positiv effekt av tiltaket (Figur 27), i tillegg til den lokale effekten av rødrev (se Figur 19). Tiltakseffekten kan skyldes at rødrevbestanden har blitt desimert på en større skala (enn det som blir målt lokalt på hver stasjon) slik at hele fjellrevbestanden har økt eller at tiltaket påvirker demografien i rødrevbestanden (alder og kjønnsfordeling; se avsnitt 3.3.1 ovenfor) på en måte som minker konkurransetrykket på fjellrev både lokalt og regionalt. For eksempel kan det være at unge rødrev som nylig har vandret inn i et område og ikke reproduserer, ikke er dominante ovenfor eldre etablerte fjellrev.



Figur 26. Estimerte sannsynligheter (γ) for etablering av fjellrev på åtestasjonene (med 95% konfidensintervall) i område med tiltak og i referanseområdene (fra Hamel et al. 2013b). Disse estimatene er korrigert for lokalt tilstedeværelse av rødrev på åtestasjonene.

Den ultimate gevinsten av rødrevtiltaket må vurderes med hensyn på om det gir en øking av antallet reproduserende fjellrev i bestanden, dvs. det som registreres gjennom hiovervåkningen på sommeren. For å kunne kvantifisere en slik bestandseffekt trengs det en replikasjon av tiltaket i tid og rom som er større enn det prosjekt “Fjellrev i Finnmark” har hatt muligheter til å gjøre alene. Vi har imidlertid bidratt til at det Fennoskandiske SEFALO-prosjektet har kunnet gjøre en “metaanalyse” av utviklingen av det reproduserende segmentet av fjellrevbestandene. Denne metaanalysen inkluderer alle tiltaksområdene for fjellrev i Skandinavia, samt områder med ynglende fjellrev som ikke har hatt tiltak (dvs. referanseområder). I denne sammenhengen utgjør Varangerhalvøya ett av tre replikater med rødrevtiltak, hvorav de to andre er Helags og Borgafjell i Sverige. I de to svenske områdene startet tiltakene henholdsvis 6 og 5 år før Varangerhalvøya, og har inkludert 4 lementoppår sammenlignet med 2 toppår for Varangerhalvøya. De svenske tiltakene inkluderer også etablering av føringsstasjoner kombinert med rødrevtiltaket. Varangerreplikatet, med rødrevtiltak alene, har derfor gitt muligheter for å estimere den relative effekten av de to typer tiltak. I de statistiske modellene som har blitt brukt for å estimere effektene av de to tiltakene inngår også fase av lemensyklus som en forklaringsvariabel. Resultatene som nettopp har blitt publisert (se Angerbjörn et al. 2013), viser at føring og utskyting av rødrev, når de skjer i

kombinasjon, har omtrent like stor positiv effekt på fjellrevbestandens størrelse. Disse positive effektene synes imidlertid å være betinget av at lemensyklusen “tikker og går” med tydelige toppår slik de har gjort på 2000-tallet. I gjennomsnitt har antall reproduserende fjellrev i tiltaksområdene blitt doblet fra en lementopp til den neste, mens bestandene i referanseområdene ikke hatt noen trend i den perioden som tiltakene har pågått. Angerbjörn et al. (2013) har også sammenstilt data fra hele Fennoskandia så langt tilbake som det foreligger overvåkningsdata fra både Finland, Sverige og Norge (dvs. 1982). Denne sammenstillingen viser at hele metapopulasjonen av fjellrev i Fennoskandia var nær utdøelse på slutten av 1990-tallet etter 10-15 år uten markante lementopper. På 2000-tallet kom lemensyklusen tilbake, trolig i forbindelse med vintre med gode snøforhold. Dette koblet med tiltakene kan ha reddet fjellrevbestanden fra utdøelse i Fennoskandia.

4. Hovedfunn og konklusjoner

➤ **Lemen har i større grad enn andre smågnagere en nøkkelfunksjon i fjelløkosystemet**

I tundraøkosystemer som ikke subsidieres av marine ressurser, er det velkjent at god produksjon av smågnagere er essensielt viktig for å opprettholde levedyktige fjellrevbestander. Gjennom “Fjellrev i Finnmark” har vi presisert denne kunnskapen ved å vise at for Fennoskandisk fjelltundra er lemen (mer enn andre smågnager) selve nøkkelen til store kullstørrelser hos fjellrev. Vi har også vist at lemenets nøkkelrolle ikke er begrenset til fjellrev blant predatorene. Snøugla er svært spesialisert på lemen, og hekker bare når lemen er tallrike på våren. Lemenets viktige funksjon kan dels forklares ved at lemen mer enn andre gnagerarter er eksponert for rovdyrene mens tundraen er snødekt vinter og vår. Dels kan lemenets betydning også forklares ved at det er det mest tallrike byttedyret høyt til fjells, hvor arter som fjellrev og snøugle forekommer. Videre har vi vist gjennom grundige studier av rødrevens diett at lemen gir en større funksjonell respons hos denne generalistpredatoren enn de andre smågnagerartene. Dette gir oss empirisk grunnlag for å lansere hypotesen om at positive effekter av smågnagerår på arter som lirype, hare og dverggås i fjellet, først og fremst er betinget av et stort innslag av lemen i smågnagerårene. For å teste denne hypotesen trengs lengre og flere tidsserier på smågnagersamfunnet kvantitative sammensetning i toppårene og næringsnettets respons på dette.

➤ **Lemen er mer sensitive for endringer i vinterklimaet enn andre smågnagere**

Det er i den senere tid har flere studier vist hvordan vårt lemen (*Lemmus lemmus*) og andre arktiske lemenarter har fått mer uregelmessige og dempede toppår på grunn av et varmere vinterklima med mer is i snøen. Våre studier har vist at denne klimaeffekten også har en topografisk komponent ved at lementoppenes størrelse øker med høyde over havet, mens det ikke er en slik sammenheng for de andre smågnagerartene i fjellet. Dette skyldes trolig en kobling mellom høyde over havet og snøens kvalitet i feltsjiktet, og at lemen er mer avhengig av løs snø og/eller subnivalt hulrom enn de andre smågnagerarter. Med framtidige klimaendringer blir det viktig å overvåke utviklingen av snøforholdene i fjellet. Overvåkingen av snøleier som vi har initiert gjennom “Fjellrev i Finnmark”, er her en viktig begynnelse. I fortsettelsen bør denne overvåkingen kobles mot ny teknologi og metodikk som gjør det mulig å følge utviklingen i sammenhengene mellom klima, snøforhold, lementetthet og responser i næringsnett mer effektivt og på en større skala. Dette er grunnleggende kunnskap i forhold til å forstå nøkkelprosesser i fjell - og tundraøkosystemer. Denne kunnskapen vil også være essensiell i anvendte sammenhenger; bl.a. for at forvaltningen skal få identifisert hvilke områder som i framtida

vil dekke de grunnleggende trofiske betingelsene for bærekraftige bestander av arktiske arter som fjellrev og snøugle.

➤ **Rødrevens økning i fjellet er subsidiert og dette presser fjellreven bort**

Prosjektet har gitt ny kunnskap om rødrevens bruk av tundraøkosystemet, både arealmessig og ernæringsmessig. Rødreven er nå jevnt fordelt over hele gradientene fra skog/kyst til lengst inne på fjell/tundraplataene. Lengst inne på fjellet lever rødreven vesentlig av reinkadavre i år med lite lemen, og søsterprosjektet “EcoFinn” har vist hvordan rødrevene trekker inn på tundraen på kysthalvøyene i Finnmark i de årene hvor mange reinsdyr blir igjen på sommerbeitene om vinteren. Vi konkluderer derfor med at rødrevens økning på fjellet i Finnmark er subsidiert av en øket mengde kadavre av rein. Gjennom omfattende fotoboksstudier har vi videre vist at rødreven i neste ledd presser fjellreven bort fra viktige ressursområder. Tiltak som kan hjelpe reindrifta med å få drevet ut flest mulig reinsdyr fra sommerbeitene under høstflyttinga kan være en effektiv forvaltning av fjellrev og andre arter (inkludert reinsdyr, småvilt og bakkehekkende fugl) som kommer under press fra økende mengde generalistpredatorer i fjellet, som subsidieres av død rein.

➤ **Tiltak for å desimere rødrevbestanden nytter og har gitt ny kunnskap**

I tillegg til å belyse de prosessene i økosystemet som har forårsaket fjellrevens sterke tilbakegang i Fennoskandia, har det andre hovedformålet med “Fjellrev i Finnmark” vært å prøve ut tiltak for å desimere bestander av rødrev i fjellet. Tiltaket har både vist at mengden rødrev avtar og at rødrevbestandens demografiske sammensetning blir påvirket i de fleste av de 8 årene tiltaket har blitt utført. For å gi effekt er innsatsen til SNO i form av kontinuerlige uttak inne på halvøya viktig. Vi har også vist at tiltaket har økt fjellrevens områdebruk på Varangerhalvøya. Videre har fjellrevbestanden økt ved at det yngler fjellrev på flere hi nå enn før tiltaket startet. Situasjonen i prosjektets referanseområder er derimot uendret og kritisk dårlig, med kun ett ynglehi i hele perioden. At fjellrevs bestandsøkning på Varangerhalvøya er en effekt av tiltaket støttes av metaanalysen som inkluderer alle tiltaks- og referanseområder for fjellrev i Fennoskandia. Tiltaket på Varangerhalvøya gav viktig statistisk styrke til denne analysen til tross for at tiltakets varighet er kortere og økningen i bestanden mindre enn i de to andre tiltaksområdene i Sverige. De estimerte tiltakseffektene i denne metaanalysen er enda beheftet med en relativt stor statistisk usikkerhet, og det er behov for lengre tidsserier og mer robuste analysemetoder for å gi sikrere estimater. Dette forutsetter at rødrevtiltak, som er koblet til forskning, fortsetter med minst samme intensivitet som nå. Ved at vi har utnyttet materialet av skutte rødrev fra Varangerhalvøya, samt fra Iešjávri (i forbindelse med dverggåsprosjektet) i mange typer analyser, har “Fjellrev i Finnmark” også generert mye ny kunnskap om rødreven og dens rolle i økosystemet, samt om andre miljøfaglige problemstillinger hvor rødrev kan ha en indikatorfunksjon.

5. Perspektiver og anbefalinger

5.1 Tiltak og forvaltning

I tråd med konklusjonene til Angerbjörn et al. (2013) gjeldende hele Fennoskandia, mener vi at uten fortsatt aktive tiltak vil ikke fjellrevbestanden i Finnmark komme seg ut av den flaskehalsen den ble trengt inn i på slutten av 1900-tallet som et resultat av sviktende lemenår og økende rødrevtetthet i fjellet. Fremdeles er bestanden på Varangerhalvøya kritisk liten og bør økes betraktelig for at bestanden ikke skal være sårbar for demografisk eller miljømessig stokastisitet, som kan føre til en brå utdøelse. Et umiddelbart mål bør være å få bestanden opp

i den samme størrelsesorden som de svenske tiltaksområdene i Helags og Borgafjell har nå; dvs. 20-25 ynglende par. Dette vil kreve fortsettelse av rødrevtiltaket på Varangerhalvøya med samme intensitet som nå, og over minst to nye lemenår. I tråd med tilrådingene fra prosjektets referansegruppe (jmf. møte januar 2013), anbefaler vi at det ikke gjøres andre former for tiltak enn rødrevbekjempelse i prosjektet.

En annen anbefaling er at forskning og forvaltning i samarbeid med reindrifta i Øst-Finnmark belyser årsakene til at reinsdyr blir igjen på sommerbeitene på halvøyene over vinterhalvåret, da dette virker drivende for generalistpredatorer med potensielt negative effekter på fjellrevbestanden, viltarter og annet biologiske mangfoldet, samt produksjonen i reindrifta. Gjenværende rein på sommerbeitene kan ha flere årsaker knyttet til endret driftsform, klimaendringer og økende barrierer i form av ny infrastruktur. Det bør undersøkes om det finnes tiltak eller insentiver som kan virke avbøtende.

5.2 Forskning og overvåkning

Etter prinsipper for adaptiv forvaltning og overvåkning bør forvaltningstiltak følges opp med forskning knyttet til konkrete forskningsspørsmål (Yoccoz et al. 2001, Lindenmayer & Likens 2010, Lindenmayer et al. 2012). “Fjellrev i Finnmark” har evnet å gi mange svar på de forskningsspørsmål som prosjektet har reist under sine to hovedmålsettinger (se avsnitt 1. Bakgrunn). Dette skyldes i stor grad at oppdragsgiver DN har gitt prosjektet armslag til stor faglig fleksibilitet, samt gode tids- og ressursmessige rammer, slik at både forskning og tiltak har kunnet utvikle seg etter en “adaptiv protokoll”. Men selv om prosjektet har gitt viktig ny kunnskap, både av grunnleggende og anvendt karakter, gjenstår det betydelige utfordringer. Den største utfordringen er de forventede klimaendringene i nordområdene. De ser ut til å komme med en hastighet, styrke og omfang og med muligheter for så store og ukjente effekter på økosystemene at dagens kunnskap vil ha begrenset gyldighet (Ims & Ehrich 2013). Forskning og forvaltning vil best møte denne utfordringen gjennom en betydelig intensivert overvåkning som er adaptiv og økosystembasert. Dette er tilnærmingen som anbefales av Arktisk råd gjennom *Arctic Biodiversity Assessment* som blir offentliggjort under ministermøtet i Kiruna i mai 2013 og vil implementeres Circumpolar Biodiversity Monitoring Program (CBMP) hvor Norge kan være en ledende deltager og premissleverandør.

Vi har etablert et forskningsmiljø ved Framsenteret i Tromsø (med institusjonene UiT, NINA, NP og UNIS, samt Met.no i Oslo) som har valgt å svare på disse utfordringene ved å utferdige en omfattende plan for et integrert forsknings, overvåknings og forvaltningsprogram som etter en “adaptiv protokoll” fokuserer tundraøkosystemer. Programmet har fått navnet *KOAT – Klimaøkologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra*. En utkastversjon av KOAT-planen har blitt kvalitetssikret gjennom en omfattende internasjonal “panel-review” i regi av Norges forskningsråd. Utkastversjonen av KOAT-planen er tidligere sent DN sammen med uttalelsen fra review-panelet. Den endelige versjonen av planen, som har tatt hensyn til anbefalinger gitt av ekspertpanelet, offentliggjøres i løpet av mai i Framsenterets nye rapportserie (Ims et al. 2013).

KOAT inkluderer i første rekke den norske delen av det terrestre Arktis; dvs.

Varangerhalvøya og Svalbard. KOAT består av en rekke integrerte moduler som fokuserer på ulike deler av økosystemet som representerer (1) grunnleggende funksjoner i økosystemet med forventet følsomhet for klimaendringer (f. eks. smånagerdynamikk), (2) viktige økosystemtjenester (f. eks. reindrift, vilt) og (3) sårbart Arktisk biomangfold som er (eller kan bli) gjenstand for forvaltning (f. eks. lemenavhengige predatorer). Ledelsen av KOAT (UiT leder, NINA nestleder) arbeider nå med å skaffe langsiktig finansiering av programmet. Den

politiske ledelsen i KD, som finansierte planleggingen av KOAT, har signalisert at de ønsker et “spleiselag” mellom departementer, direktorater, forskningsinstitusjoner og forskningsråd i en gradvis implementering av KOAT fra 2014 mot et fullt program. Året 2013 vil være et interimår hvor det kun skjer en del basisaktiviter – blant gjennom fortsettelsen av “Fjellrev i Finnmark” dette året.

Våre anbefalinger for videreføring av “Fjellrev i Finnmark” utover interimåret 2013 er at DN finansierer “Arctic Fox Module” og “Small Rodent Module”. Disse modulene bygger på, viderefører og utvider noe (fra 2014 og utover) de eksisterende aktivitetene i “Fjellrev i Finnmark”, særlig med hensyn på oppfølgingen av hovedfunnene og anbefalingene som er summert i avsnittene 4. og 5.1 ovenfor. Videre vil vi be om at DN også vurdere å finansiere “Ptarmigan module” i KOAT-planen. Denne modulen vil knytte overvåking av lirype og fjellrype til endringer i smånagerdynamikk og sammensetning rovdysamfunn og med utprøving av forvaltningstiltak. En annen relevant modul er “Ungulate Module” som fokuserer på klimaeffekter på elg og rein, koplingen til rovviltsamfunnet og andre relaterte komponenter av næringsnett som forventes å ha stor sensitivitet til klimaendringer og hjortedyrforvaltning. “Ungulate modul” må ses i sammenheng med NINA sine overvåkningsinitiativer på disse hjortedyrartene og NINA vil være leder av denne modulen.

Vi vil understreke at i et “spleiselag” for finansieringen av KOAT vil integrasjonen av de ulike modulene gi store synergier og merverdier for de ulike finansørene. Vi understreker også at forskningsinstitusjonene som deltar i KOAT bidrar med en betydelig egeninnsats.

6. Litteratur (* artikler som helt eller delvis har kommet ut av prosjektet)

- Aars, J. and R. A. Ims. 2002. Intrinsic and climatic determinants of population demography: The winter dynamics of tundra voles. *Ecology* **83**:3449-3456.
- Andersson, M. and S. Erlinge. 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos* **29**:591-597.
- * Angerbjörn, A., N. E. Eide, L. Dalén, B. Elmhagen, P. Hellström, R. A. Ims, S. Killengreen, A. Landa, T. Meijer, M. Mela, J. Niemimaa, K. Norén, M. Tannerfeldt, N. G. Yoccoz, and H. Henttonen. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* **50**:59-67.
- Angerbjörn, A., M. Tannerfeldt, and S. Erlinge. 1999. Predator-prey relationships: Arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* **68**:34-49.
- * Barraquand, F., T. Høye, J.-A. Henden, N. G. Yoccoz, O. Gilg, N. M. Schmidt, B. Sittler, and R. A. Ims. 2013. Demographic responses of a site-faithful and territorial predator to its fluctuating prey: Long-tailed skuas and arctic lemmings. *Journal of Animal Ecology* **in revision**.
- Callaghan, T., L. O. Björn, Y. I. Chernov, F. S. Chapin, T. Christensen, B. Huntley, R. A. Ims, D. Jolly, N. V. Matveyeva, N. Panikov, W. C. Oechel, and S. Shaver. 2004. Arctic tundra and polar desert ecosystems. Page Chapter 6 Arctic Climate Impact Assessment. Arctic Council.
- Christensen-Dalsgaard, S. N., J. Aars, M. Andersen, C. Lockyer, and N. G. Yoccoz. 2010. Accuracy and precision in estimation of age of Norwegian Arctic polar bears (*Ursus maritimus*) using dental cementum layers from known-age individuals. *Polar Biology* **33**:589-597.
- Cornulier, T., N. G. Yoccoz, V. Bretagnolle, J. E. Brommer, A. Butet, F. Ecke, D. A. Elston, E. Framstad, H. Henttonen, B. Hörnfeldt, O. Huitu, C. Imholt, R. A. Ims, J. Jacob, B. Jędrzejewska, A. Millon, S. J. Petty, H. Pietiäinen, E. Tkadlec, K. Zub, and X. Lambin. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. *Science* **340**:63-66.
- Dalén, L., B. Elmhagen, and A. Angerbjörn. 2004. DNA analysis on fox faeces and competition induced niche shifts. *Molecular Ecology* **13**:2389-2392.
- Ehrich, D., J. A. Henden, R. A. Ims, L. O. Doronina, S. T. Killengren, N. Lecomte, I. G. Pokrovsky, G. Skogstad, A. A. Sokolov, V. A. Sokolov, and N. G. Yoccoz. 2012. The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia* **168**:141-151.
- Ehrich, D., N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2009. Multi-annual density fluctuations and habitat size enhance genetic variability in two northern voles. *Oikos* **118**:1441-1452.
- Ekerholm, P., L. Oksanen, and T. Oksanen. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as a test of hypotheses on trophic interactions. *Ecography* **24**:555-568.
- Elmhagen, B., M. Tannerfeldt, and A. Angerbjörn. 2002. Food-niche overlap between arctic and red foxes. *Canadian Journal of Zoology* **80**:1274-1285.
- Frafjord, K. 2003. Ecology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Norway: tradition overtaken by interspecific competition? *Biological Conservation* **111**:445-453.
- * Fuglei, E. and R. A. Ims. 2008. Global warming and effects on the arctic fox. *Science Progress* **91**:175-191.
- Gallant, D., B. G. Slough, D. G. Reid, and D. Berteaux. 2012. Arctic fox versus red fox in the warming Arctic: four decades of den surveys in north Yukon. *Polar Biology* **35**:1421-1431.
- Gilg, O., B. Sittler, and I. Hanski. 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic. *Global Change Biology* **15**:2634-2652.

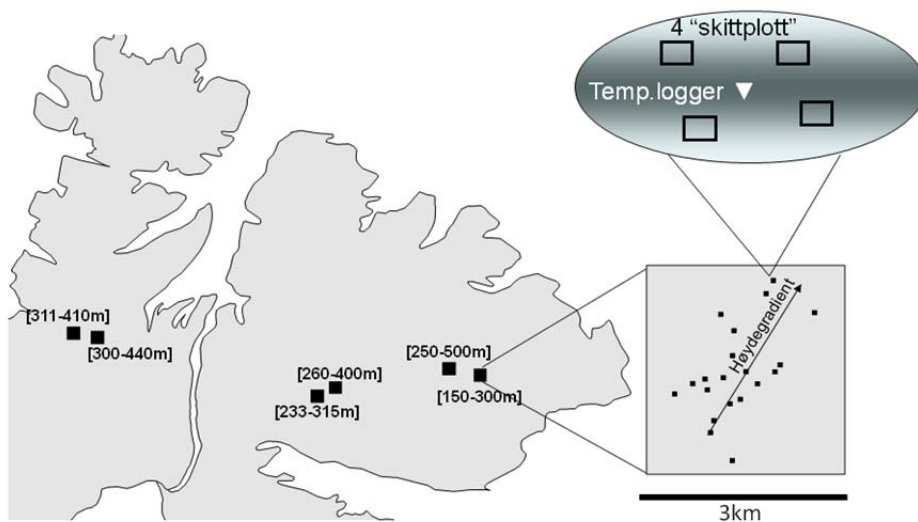
- * Hamel, S., S. Killengreen, J. A. Henden, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2013. Disentangling the importance of interspecific competition, food availability, and habitat in species occupancy: recolonization of the endangered Fennoscandian arctic fox. *Biological Conservation* **in press**.
- * Hamel, S., S. T. Killengreen, J.-A. Henden, N. E. Eide, L. Roed-Eriksen, R. A. Ims, and N. G. Yoccoz. 2013. Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in Ecology and Evolution* **4**:105-113.
- Hansen, B. B., V. Grøtan, R. Aanes, B.-E. Sæther, A. Stien, E. Fuglei, R. A. Ims, N. G. Yoccoz, and Å. Ø. Pedersen. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High Arctic. *Science* **339**:313-315.
- Hellstedt, P., J. Sundell, P. Helle, and H. Henttonen. 2006. Large-scale spatial and temporal patterns in population dynamics of the stoat, *Mustela erminea*, and the least weasel, *M. nivalis*, in Finland. *Oikos* **115**:286-298.
- * Henden, J. A., B. J. Bårdsen, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2008. Impacts of differential prey dynamics on the potential recovery of endangered arctic fox populations. *Journal of Applied Ecology* **45**:1086-1093.
- * Henden, J. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, P. Hellström, and A. Angerbjörn. 2010. Strength of asymmetric competition between predators in food webs ruled by fluctuating prey: the case of foxes in tundra. *Oikos* **119**:27-34.
- * Henden, J. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, and S. T. Killengreen. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. *Basic and Applied Ecology* **12**:413-422.
- * Henden, J. A., N. G. Yoccoz, R. A. Ims, B. J. Bårdsen, and A. Angerbjörn. 2009. Phase-dependent effect of conservation efforts in cyclically fluctuating populations of arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Biological Conservation* **142**:2586-2592.
- * Henden, J.-A., A. Stien, B.-J. Bårdsen, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2013. Guild-wide response in carnivores to disrupted seasonal migration in a large herbivore. *Ecology* **submitted**.
- Hersteinsson, P. and D. W. Macdonald. 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* **64**:505-515.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* **107**:376-392.
- Hörnfeldt, B., T. Hipkiss, and U. Eklund. 2005. Fading out of vole and predator cycles? *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **272**:2045-2049.
- Ims, R. A. and D. Ehrlich. 2013. Arctic terrestrial Ecosystem. Arctic Biodiversity Assessments. Arctic Council (in review).
- Ims, R. A. and E. Fuglei. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *Bioscience* **55**:311-322.
- Ims, R. A., J.-A. Henden, and S. T. Killengreen. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:79-86.
- Ims, R. A., J. U. Jepsen, A. Stien, and N. G. Yoccoz. 2013. COAT – Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre, Tromsø.
- Ims, R. A., S. T. Killengreen, J.-A. Henden, and N. G. Yoccoz. 2008. Prosjekt ”Fjellrev i Finnmark”. Rapport for perioden 2004-2007. Universitetet i Tromsø, Tromsø.
- * Ims, R. A., N. G. Yoccoz, and S. T. Killengreen. 2011. Determinants of lemming outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **108**:1970-1974.

- Kausrud, K. L., A. Mysterud, H. Steen, J. O. Vik, E. Ostbye, B. Cazelles, E. Framstad, A. M. Eikeset, I. Mysterud, T. Solhøy, and N. C. Stenseth. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* **456**:93-97.
- * Killengreen, S. T., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, K. A. Bråthen, J. A. Henden, and T. Schott. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* **135**:459-472.
- * Killengreen, S. T., N. Lecomte, D. Ehrlich, T. Schott, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 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**:1049-1060.
- * Killengreen, S. T., E. Strømseng, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2012. How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. *Diversity and Distributions* **18**:563-574.
- Korpela, K., M. Delgado, H. Henttonen, E. Korpimäki, E. Koskela, O. Ovaskainen, H. Pietiäinen, J. Sundell, N. G. Yoccoz, and O. Huitu. 2013. Nonlinear effects of climate on boreal rodent dynamics: mild winters do not negate high-amplitude cycles. *Global Change Biology* **19**:697-710.
- * Lecomte, N., Ø. Ahlstrøm, D. Ehrlich, E. Fuglei, R. A. Ims, and N. G. Yoccoz. 2011. Intrapopulation variability shaping isotope discrimination and turnover: experimental evidence in Arctic foxes. *PLoS ONE* **6**:e21357.
- Lindenmayer, D. B., P. Gibbons, M. Bourke, M. Burgman, C. R. Dickman, S. Ferrier, J. Fitzsimons, D. Freudenberger, S. T. Garnett, C. Groves, R. J. Hobbs, R. T. Kingsford, C. Krebs, S. Legge, A. J. Lowe, R. McLean, J. Montambault, H. Possingham, J. Radford, D. Robinson, L. Smallbone, D. Thomas, T. Varcoe, M. Vardon, G. Wardle, J. Woinarski, and A. Zenger. 2012. Improving biodiversity monitoring. *Austral Ecology* **37**:285-294.
- Lindenmayer, D. B. and G. E. Likens. 2010. *Effective ecological monitoring*. CSIRO Publishing, Collingwood, Vic., Australia.
- Meijer, T., B. Elmhagen, N. E. Eide, and A. Angerbjörn. 2013. Life history traits in a cyclic ecosystem: a field experiment on the arctic fox. *Oecologia* **in press**.
- Myllymäki, A., A. Paasikallio, E. Pankakoski, and V. Kanervo. 1971. Removal experiments on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* **8**:177-185.
- Nolet, B. A., S. Bauer, N. Feige, Y. I. Kokorev, I. Y. Popov, and B. S. Ebbinge. 2013. Faltering lemming cycles reduce productivity and population size of a migratory Arctic goose species. *Journal of Animal Ecology*:n/a-n/a.
- Post, E., M. C. Forchhammer, M. S. Bret-Harte, T. V. Callaghan, T. R. Christensen, B. Elberling, A. D. Fox, O. Gilg, D. S. Hik, T. T. Høye, R. A. Ims, E. Jeppesen, D. R. Klein, J. Madsen, A. D. McGuire, S. Rysgaard, D. E. Schindler, I. Stirling, M. P. Tamstorf, N. J. C. Tyler, R. van der Wal, J. Welker, P. A. Wookey, N. M. Schmidt, and P. Aastrup. 2009. Ecological dynamics across the Arctic associated with recent climate change. *Science* **325**:1355-1358.
- Roth, J. D. 2003. Variability in marine resources affects arctic fox population dynamics. *Journal of Animal Ecology* **72**:668-676.
- Sanzone, D., B. Streever, B. Burgess, and J. Lukin. 2010. Long-term ecological monitoring in BP's north slope oil fields: 2009 annual report. British Petroleum Exploration (Alaska) Inc, Anchorage.
- Schmidt, N. M., R. A. Ims, T. T. Høye, O. Gilg, L. H. Hansen, J. Hansen, M. Lund, E. Fuglei, M. C. Forchhammer, and B. Sittler. 2012. Response of an arctic predator guild to

- collapsing lemming cycles. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **279**:4417-4422.
- Selås, V. and J. O. Vik. 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897-1976. *Journal of Zoology* **269**:299-308.
- Stien, A., R. A. Ims, S. D. Albon, E. Fuglei, R. J. Irvine, E. Ropstad, O. Halvorsen, R. Langvatn, L. E. Loe, V. Veiberg, and N. G. Yoccoz. 2012. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. *Biology Letters* **8**:1002-1005.
- Tannerfeldt, M., B. Elmhagen, and A. Angerbjörn. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* **132**:213-220.
- Walker, D. A., M. K. Raynolds, F. J. A. Daniels, E. Einarsson, A. Elvebakk, W. A. Gould, A. E. Katenin, S. S. Kholod, C. J. Markon, E. S. Melnikov, N. G. Moskalenko, S. S. Talbot, and B. A. Yurtsev. 2005. The Circumpolar Arctic vegetation map. *Journal of Vegetation Science* **16**:267-282.
- Wiklund, C. G., A. Angerbjörn, E. Isakson, N. Kjellen, and M. Tannerfeldt. 1999. Lemming predators on the Siberian tundra. *Ambio* **28**:281-286.
- Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:446-453.
- Yoccoz, N. G., N. C. Stenseth, H. Henttonen, and A.-C. Prévot-Julliard. 2001. Effects of food addition on the seasonal density-dependent structure of bank vole *Clethrionomys glareolus* populations. *Journal of Animal Ecology* **70**:713-720.
- Øien, I. J. 2011. Polarjoen hekker på Varangerhalvøya i Finnmark. *Vår fuglefauna* **34**:126-129.

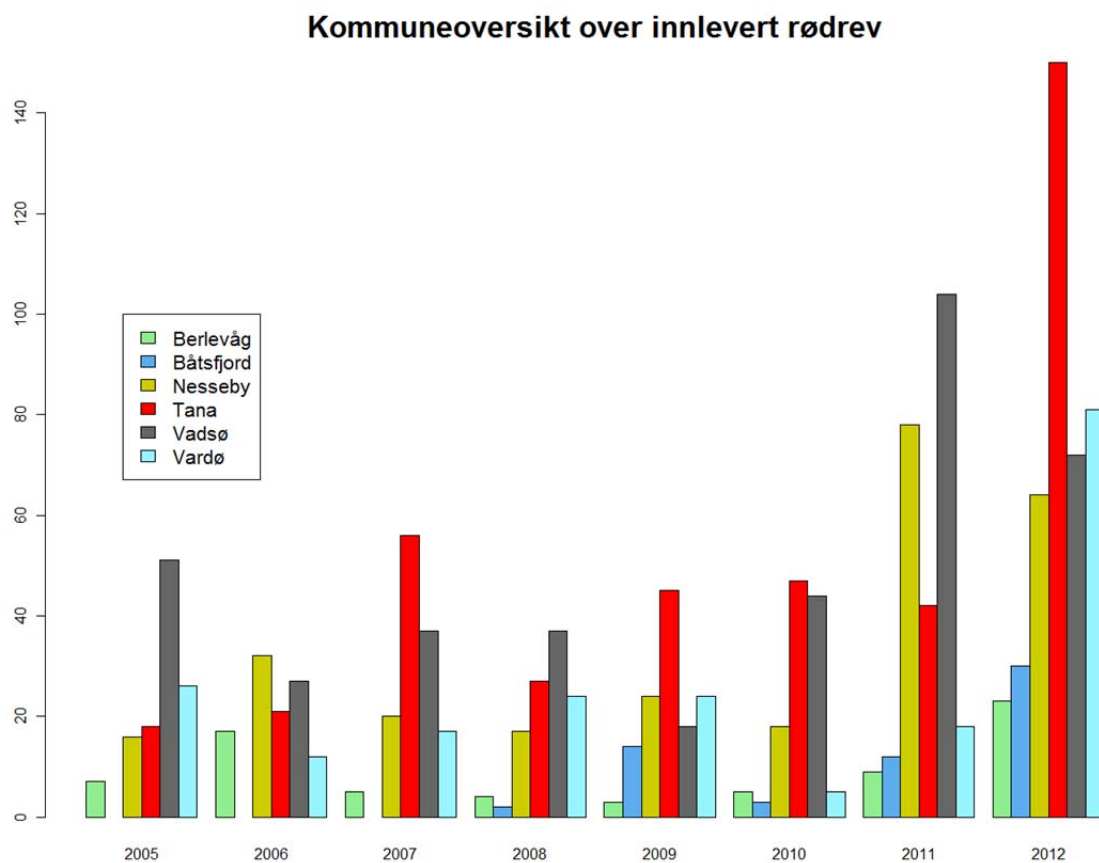
7.1 Ny metodikk for å overvåke lemendynamikk

Design: 15-30 snøleier i 6 høydegradienter på Ifjord og Varangerhalvøya



Figur 1S. Design for oppsett av ny metodikk for lemenovervåking. Seks høydetranssekt (store svarte firkanter) er valgt ut. I hvert høydetranssekt velges det ut snøleier i forskjellige høydesoner (små svarte firkanter). Innenfor hvert snøleie legges det ut 4 "registreringsplott" (størrelse: 27x50 cm) samt en temperaturlogger. Hvert høydetranssekt inneholder mellom 19-27 snøleier.

7.2 Kommunefordeling rødrev levert mot "skrottpenger" til prosjektet



Figur 2S. Antall rødrev felt i hver av kommune på Varangerhalvøya i løpet av prosjektperioden.

7.3 Romlig fordeling av rødvrev felt av SNO i Finnmark

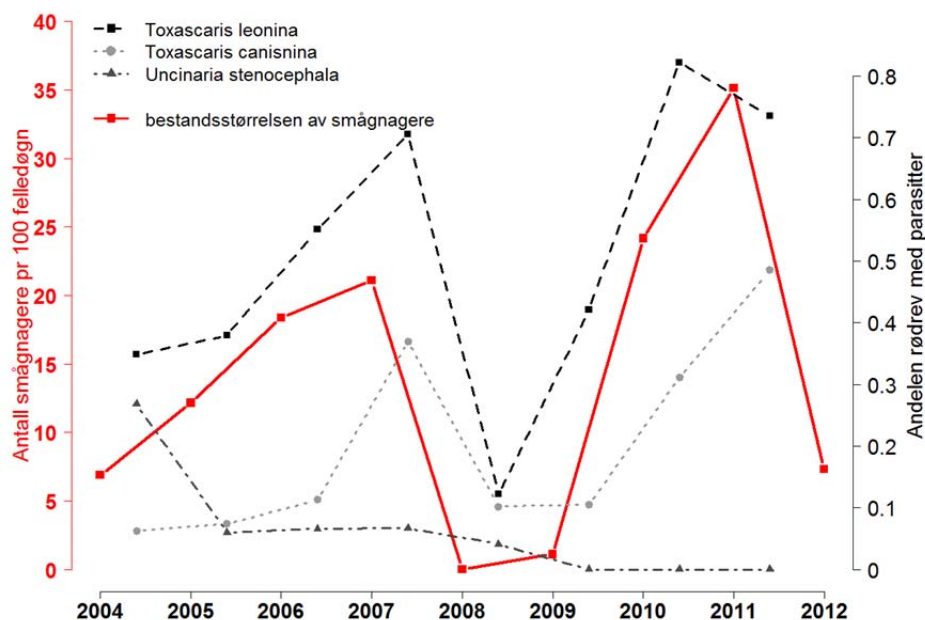


Figur 3S. Lokaliseringen av 553 rødvrev felt av SNO rundt Ilesjåvren i regi av dverggåsprosjektet (start 2008) og 375 rødvrev felt av SNO på Varangerhalvøya i regi av Fjellrev i Finnmark (start 2005).

7.4 Screening av parasitter hos rødrev felt på Varangerhalvøya

Toxoplasma gondii er en encellet parasitt med katt som hovedvert. De fleste dyr og mennesker kan fungere som mellomverter. Parasitten kan også smitte horisontalt mellom mellomverter via vevscyster. Smitte under graviditet kan gi abort og fosterskade hos mennesker, og alvorlige infeksjoner ved immunsuppresjon. Den gir varierende grad av sykdom hos dyr. Genetisk disposisjon og immunstatus har sannsynligvis betydning samt hvilken genotype parasitten er. Parasitten kan forårsake abort, fosterskade (småfe), betennelser/vevskader i ulike vev og kan være dødelig. Parasitten er utbredt hos fjellrev på Svalbard og er påvist som sannsynlig dødsårsak hos 3 fjellrev funnet død høsten 2000 (Sørensen et al. 2005). Parasitten er utbredt hos rødrev på Varangerhalvøya hvor gjennomsnittlig 40 % av rødrevene er smittet.

Tococara canis og *Toxascaris leonine* er to arter av spolorm. De voksne parasittene lever i tarmen på rødrev (som er såkalt hovedvert for parasittene) hvor de produserer egg som kommer ut gjennom avføringen. En måte rødreven blir smittet på er gjennom å spise smågnagere som har fått eggene i seg og er såkalte mellomverter for spolormene. Når vi studerer prevalensen hos rødrev, ser vi at andelen smittede rødrev svinger på samme måte som smågnagersyklusen (Figur 5S). Den samme dynamikken ser vi ikke for *Uncinaria stenocephala*. Dette er en nematode som også lever i tarmen til rødrev. Den imidlertid ikke har mellomverter, men smitter direkte mellom rødreven. I løpet av tiltaket har prevalensen sunket ned til 0 etter hvert som tiltaket har pågått. Dette er ny kunnskap om hvordan smittenivået i hovedverten kan variere og satt i sammenheng med tetthet av rødrev og svingninger i smågnagertetthete, og kan ha betydning for å forstå smitteutviklingen også hos andre parasitter med lignende livssyklus.



Figur 4S. Sammenhengen mellom høsttettheten av alle smågnagerarter slått sammen (venstre akse og rød heltrukket kurve) og parasittbyrden av tre parasitter (høyre akse og stripete kurver) som vi finner i tarmsystemet til rødrev.

7.5 Rødrev som indikatorer på radioaktiv forurensning i

Det terrestriske miljøet i Finnmark har fått tilførsel av den menneskeskapte radionukliden cesium-137 (Cs-137; halveringstid 30 år) via globalt nedfall fra atmosfæriske kjernefysiske prøvesprengninger på 1950- og 60-tallet samt et begrenset nedfall fra Tsjernobylulykken i 1986. I 2011 var nivået av Cs-137 i jord (0 til 3 cm) fra Finnmark mellom 100 og 600 Bq/m² (Jensen et al., i trykk). Disse nivåene er langt lavere enn de områder i Norge som opplevde betydelige nedfall av Cs-137 etter Tsjernobylulykken i 1986.

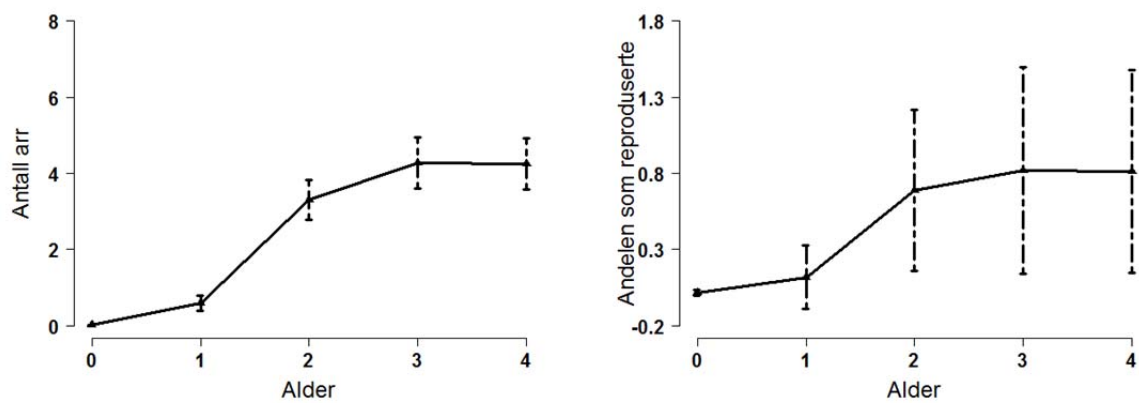
I tillegg til globalt nedfall og avrenning fra det terrestriske miljøet transporteres Cs-137 med havstrømmer til det marine miljø rundt Finnmark. Dette er Cs-137 som slippes ut ved de europeiske gjenvinningsanleggene på Sellafield (UK) og Cap la Hague (Frankrike) samt Cs-137 som enda finnes i Østersjøen etter store nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. På grunn av fortykningseffekt av Cs-137 er det nåværende nivået i sjøvann rundt Finnmark lavt (cirka 2 Bq/m³, Gwynn et al., 2012; NRPA, 2012). Nivået av Cs-137 er dermed høyere i det terrestriske enn i det marine miljøet i Finnmark. Opptak av Cs-137 skjer fortrinnsvis via føden og nivåene av Cs-137 hos rødrev i Finnmark vil kunne gjenspeile om de har livnært seg hovedsakelig fra det terrestrisk eller det marine næringsnett.

Konsentrasjonen av radioaktivt cesium i reveprøvene fra henholdsvis Varangerhalvøya og Iesjavri i årene 2009-2011 varierte ikke vesentlig mellom årstidene og vi fant videre ikke noen forskjell mellom kjønnene. Derimot ser vi at rødrev skutt ved Iesjavri har betydelig høyere konsentrasjon av Cs-137 enn revene skutt på Varangerhalvøya. Konsentrasjon av Cs-137 i rødrev gjenspeiler konsentrasjonen i føden og resultatet antyder at revene skutt i indre Finnmark baserer seg i hovedsak på terrestrisk føde, mens revene fra Varangerhalvøya har et innslag av marin føde. Dette stemmer med tidligere undersøkelser, og rødrevere skutt nærmere kysten hadde et større innslag av marin føde sammenlignet med revene skutt lengre fra kysten (Killengreen et al., 2011). Innad på Varangerhalvøya finner vi også denne sammenhengen med høyere konsentrasjon av Cs-137 i de rødrevene skutt lengst fra kysten. Dette støtter tidligere funn om at revene øker fødeinntaket fra det marine miljøet jo nærmere kysten de oppholder seg.

Nivået hos rødrev fra Finnmark er høyere enn det man finner hos fjellreven på Svalbard som i prøver fra perioden 1997-2004 viser verdier fra 0,5 til 1,3 Bq/kg (v.v.) (Gwynn et al., 2007) mens rødrevene i Finnmark varierer mellom 5,6-67,5 Bq/kg (v.v.). Men generelt er nivået av Cs-137 i rødrev fra Finnmark lavt sammenlignet med hva som er registrert i utvalgte områder umiddelbart etter Tsjernobyl-ulykken. Hos fjellrev fra Dovre fant man et gjennomsnitt på 7546 Bq/kg (v.v.) i perioden 1989-1994 mens det gjennomsnittlige nivået av Cs-137 i muskel hos fjellrev fra henholdsvis Kola og Taimyr ble målt til 1368 og 54 Bq/kg (v.v.) (Strand et al., 1998). Aktivitetskonsentrasjonene av Cs-137 hos rødrev etter Tsjernobylulykken ble målt opp til 4798 Bq/kg (v.v.) i Skottland og England (Lowe and Horrill, 1991). Med de nivåer som her rapporteres for rødrevene fra Finnmark vil man forvente ikke noen negative effekter på dyrehelsen.

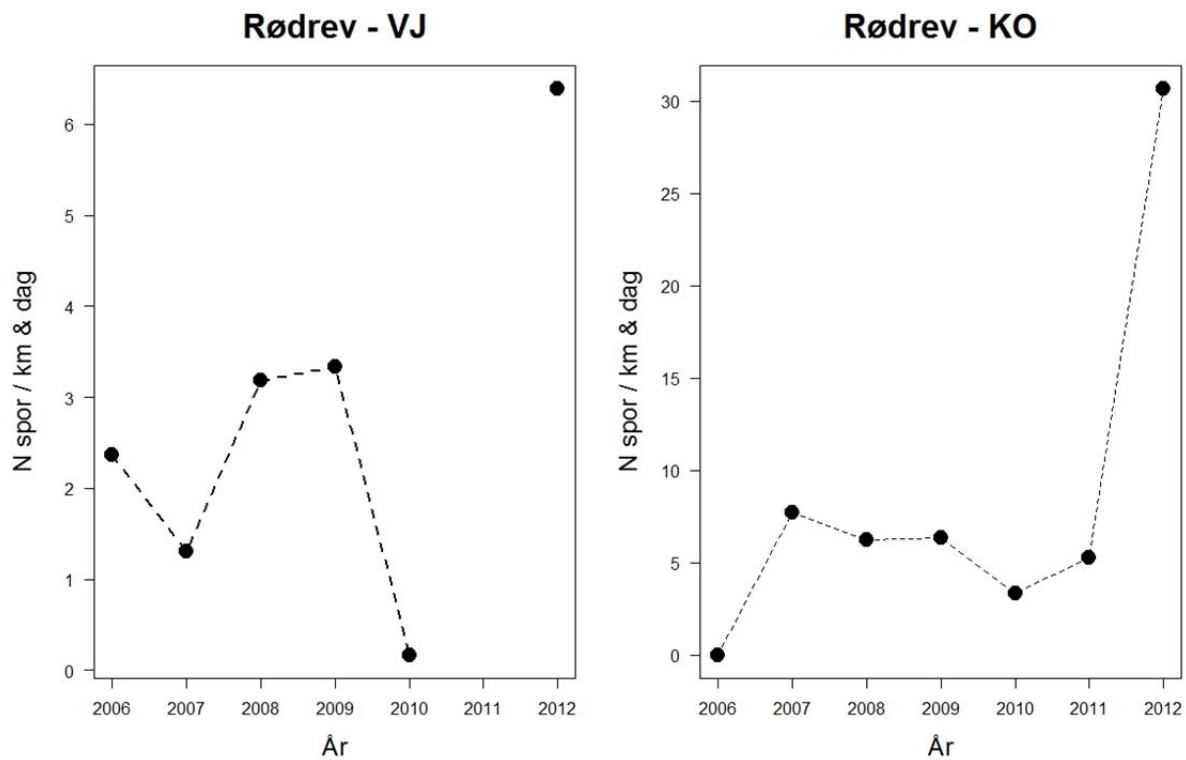
Overvåkingen av radiocesium i rødrev fra Finnmark gir i dag et viktig bidrag til den terrestriske overvåking av menneskeskapte radioaktive stoffer som Statens Strålevern gjennomfører i nordområdene. Videre overvåkingen er viktig for å ha et godt datagrunnlag for å kunne vurdere fremtidige endringer i tilfelle større ulykker eller tilførsel fra nye radioaktive kilder.

7.6 Alderseffekter på reproduksjon hos rødrev



Figur 5S. Antallet arr (\pm SE) som en indeks på kullstørrelse hos rødrev i relasjon til alder (alder 4 er alle dyr eldre enn 4 år)(venstre panel), andelen tisper (\pm SE) som reproduserte i relasjon til alder (høyre panel).

7.7 Sporfrekvens av rødrev i intensivområdene på Varangerhalvøya



Figur 6S. Sporfrekvens av rødrev i slutten av mars i sporingstransektene i våre i Komagdalen (KO) og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya (VJ). Manglende data for VJ i 2011 skyldes umulige sporingsforhold på grunn av dårlig vær.