

978 Rovvilt og villrein

En kunnskapsstatus med utgangspunkt i Blefjellområdet

Kjetil Bevanger, John D.C. Linnell, John Odden, Olav Strand

NINA Rapport



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Rovilt og villrein

En kunnskapsstatus med utgangspunkt i Blefjellområdet

Kjetil Bevanger
John D.C. Linnell
John Odden
Olav Strand

Bevanger, K., Linnell, J.D.C., Odden, J. & Strand, O. 2013.
Rovvilt og villrein. En kunnskapsstatus med utgangspunkt i Blefjellområdet. - NINA Rapport 978. 57 s.

Trondheim, februar 2013

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2393-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Kjetil Bevanger

KVALITETSSIKRET AV

Hans Chr. Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Villreintrådet i Norge

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Jørn Howlid, Øystein Landsgård

FORSIDEBILDE

Nyfødt villreinkalv tatt av kongeørn. Foto: Kjetil Bevanger

NØKKEWORD

Norge, dødelighet, gaupe, jerv, ørn, predasjon

KEY WORDS

Norway, mortality, lynx, wolverine, eagle, depredation

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Bevanger, K., Linnell, J.D.C., Odden, J. & Strand, O. 2013. Rovvilt dyr og villrein. En kunnskapsstatus med utgangspunkt i Blefjellområdet. - NINA Rapport 978. 57 s.

Villreinens leveområder har gjennomgått store endringer de siste 100 åra. I løpet av dette tidsrommet har vi også endret sammensetningen på økosystemet som villreinen er en del av. De store rovdyra ble som en følge av jakt og skuddpremieordninger sterkt desimert på slutten av 1800 tallet. Dette var situasjonen gjennom store deler av forrige århundre og det var først etter lang tids fredning at rovdyra igjen har fått en plass i norsk fauna. Betydningen av disse endringene for villreinstammene er på mange måter et åpent spørsmål og vi savner kunnskap både om rollen dagens rovdyrbestander har i forhold til villrein, og hvilken betydning fraværet av rovdyr har hatt for villreinstammene. På samme vis savner vi kunnskap om hvordan reetablerte rovdyrbestander vil påvirke forvaltningen av villreinstammene i områder som Blefjell, som har forholdsvis små alpine vinterbeitearealer. Fordelingen mellom arealer over/under skoggrensa er henholdsvis 53 og 47 %, og er blant de forvaltningsområdene for villrein som har størst, prosentvis areal under skoggrensa. Utgangspunktet for denne rapporten er at villreinbestanden i Blefjell nesten ble halvert fra ønsket størrelse i løpet av et par år i perioden 2004-2006 utan at en kan forklare årsaken(e). Villreinutvalget innførte jaktstopp i 3 år, og i denne perioden var det en lav tilvekst, bortsett frå ett år med null vekst. Bestandsutviklingen hos rein kan påvirkes av mange faktorer; både menneskeskapte (eksempelvis vei og biltrafikk, friluftsliv og hyttebygging, vannkraftutbygging, kraftledninger, jakt), samt insektstress, klima og emigrasjon/immigrasjon. I Blefjell er det ikke bygd nye veier eller kraftledninger siden dagens villreinstamme ble etablert på 1970-tallet, og det har heller ikke vært ny vannkraftutbygging. Når det gjelder hyttebygging har kun vært fortetting i etablerte områder i sør-øst (bl.a. Fagerfjell, Gvelven, Hauk) hvor villreinen ikke har hatt tilhold de siste 20 årene. Når det gjelder rovdyr så ligger Blefjell forholdsvis langt utenom de områdene som Stortinget har bestemt skal kunne ha ynglende ulv og bjørn. Dette betyr imidlertid ikke at det kan være ulv utenfor ulvesonen. I forhold til jerv er det ingen målsetning at det i dette område skal være yngling av arten, og jerv er så vidt en kjenner til heller ikke observert i området på flere år. Dette betyr at det kun er kongeørn og gaupe som kan være potensielle predatorer i området. På bakgrunn av data fra Scandlynx-prosjektet er det vist at hanningauper i Buskerud og Telemark i snitt bruker et «kjerneområde» på 750 km² og hunngauper 400 km². Det vil følgelig være et begrenset antall gauper som potensielt kan drepe villrein i Blefjell og de andre tilgrensende villreinområdene, og villreinområdene utgjør en brøkdel av gaupenes revir. Prosjektet fulgte i perioden 2006-2011 i alt 13 forskjellige gauper med tilhold i nærheten av Norefjell-Reinsjøfjell, Blefjell og Brattefjell-Vindeggen. I løpet av 2265 døgn med intensiv byttedyrsøk ble det funnet 355 byttedyr; 123 rådyr, 98 sau og 30 hjort og én villreinkalv. Det er ingen tvil om at gaupe kan drepe villrein. Gitt dagens situasjon med et stort antall alternative byttedyr som sau, hjort og rådyr tilgjengelig, synes villrein ikke å være et viktig byttedyr for gaupe. Generelt er det lite sannsynlig at noen av de store rovdyrene kan holdes ansvarlig for omfattende villreinpredasjon med dagens situasjon. Når det gjelder predasjon fra kongeørn er det et mer åpent spørsmål som bør utredes nærmere. En liten bestand av rein vil imidlertid være påvirket av tilfældigheter. Det kan tenkes at det er et sett av årsaker, inklusive predasjon fra gaupe, som er årsaken til at bestanden i Blefjell ikke har hatt den utvikling som teoretisk sett ville vært naturlig. For å finne forklaring på hvorfor bestandsmålene for villrein har vært vanskelig å nå i Blefjell anbefales det å se nærmere på også andre faktorer enn rovdyrene. Når det gjelder fremtidige forskningsprosjekter er det mange ting å gripe fatt i. På et overordnet nivå mener vi at et framtidig forskningsfokus på forholdet villrein-rovdyr bør skje med fokus på rovdyras økologiske rolle og effektene av at denne stort sett er fraværende i dagens villreinbestander. Det synes også å være en gjennomgående mangel på forskning som spesifikt ser på kalvepredasjon. Det bør derfor prioriteres å fremskaffe data på omfang av dødelighet hos villreinkalver som skyldes dødelighet pga. predasjon av rovdyr og kongeørn.

Kjetil Bevanger kjetil.bevanger@nina.no
John D.C. Linnell john.linnell@nina.no
John Odden john.odden@nina.no
Olav Strand olav.strand@nina.no

Abstract

Bevanger, K., Linnell, J.D.C., Odden, J. & Strand, O. 2013. Predators and wild reindeer. A summary of present knowledge with the Blefjell area as a case study. – NINA Report 978. 57 pp.

The habitats that wild reindeer occupy have undergone extensive changes during the last 100 years. During this period we have also altered the structure of the ecosystems that they occupy. The large predators were virtually exterminated by the early 20th century due to hunting which was driven by bounty payments. This situation persisted for most of the 20th century, and it was only after decades of protection that large predators have begun to return to Norwegian ecosystems. The effects of these changes are not totally clear as we have lacked knowledge about the impacts of the present populations of predators on the wild reindeer and of the effect of their long absence. This also implies that there has been much discussion about how the present recovered populations of large predators influence reindeer management in areas like Blefjell, having relatively small winter grazing pastures above treeline in the alpine tundra zone. The area distribution above/beneath the treeline is 53 and 47%, respectively, and is among those wild reindeer management areas with such a high percentage of the winter grazing areas below the treeline. The background for this report is that the wild reindeer population in Blefjell was nearly reduced by 50% of its size within a couple of years during the period 2004-2006. The management authorities for Blefjell could not explain the failure of the population to increase and imposed hunting ban for three years, and a low population increase took place except from one year with zero increase. There are several factors that can influence on how a wild reindeer population develops. These include anthropogenic factors (e.g. roads and traffic, disturbance from recreation and second home development, hydroelectric development, power lines and hunting) and factors such as insect stress, climate and emigration/immigration. In Blefjell no new roads or power lines have been constructed since the reindeer population there was established in the 1970s. Neither have there been any activities to produce more hydroelectric power. Regarding recreation and second home development more cabins have only been built in already established recreational areas in the south-east (like Fagerfjell, Gvelven, Hauk), areas the reindeer has avoided to use during the last 20 years. When it comes to predators, Blefjell is far from the management zones established by the parliament for wolves and bears, and there is also no ambition to allow wolverines to reproduce in the area. No wolverines have been documented in the area for several years. This only leaves Eurasian lynx and golden eagles as potential predators. Based on telemetry data collected within the region (counties of Buskerud and Telemark) by the Scandlynx project it is estimated that adult male and adult female lynx use around 750 km² and 400 km², respectively. Combining this scale with their territorial nature implies that there will therefore be potentially very few individual lynx within the Blefjell area at any given time, as well as the other wild reindeer management areas (Norefjell-Reinsjøfjell and Brattefjell-Vindeggen). During the period 2006-2011 the project followed 13 different lynx in the proximity of Norefjell-Reinsjøfjell, Blefjell and Brattefjell-Vindeggen wild reindeer populations. In the course of 2265 telemetry days with intensive efforts to identify and validate kills occurring at clusters of locations a total of 355 prey items were found. These included 123 roe deer, 98 sheep, 30 red deer and only 1 wild reindeer calf. While there is no doubt that lynx can kill wild reindeer, given the present densities of alternative prey it is clear that wild reindeer do not constitute a preferred prey. It is therefore unlikely that any of the large mammalian carnivores can be responsible for extensive predation on wild reindeer in the region. It is much less clear concerning the predation potential from golden eagles, a factor that deserves future investigation. A small population of reindeer will always be exposed to stochastic events, and it is possible to imagine that a set of different factors could all contribute to the fact that the population has not increased as it could have from a theoretical point of view. In order to determine what is influencing the Blefjell population it is therefore desirable to examine a range of factors. With respect to future research on wild reindeer and predators in general, there are several questions that deserves a closer look. From a "big picture" perspective it is desirable to look at the ecological role of large predators and how the general absence of predation has influenced wild reindeer populations. There also seems to be

a need to conduct more studies on calf mortality to determine the extent of predation from a range of carnivores and golden eagles.

Kjetil Bevanger kjetil.bevanger@nina.no

John D.C. Linnell john.linnell@nina.no

John Odden john.odden@nina.no

Olav Strand olav.strand@nina.no

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 3 |
| Abstract | 5 |
| Innhold | 7 |
| Forord | 8 |
| 1 Innledning | 9 |
| 1.1 Villreinområdene som leveområder for store rovdyr..... | 10 |
| 1.2 Brattefjell-Vindeggen, Norefjell-Reinsjøfjell og Blefjell..... | 12 |
| 2 Villrein – bestandsregulerende faktorer | 21 |
| 2.1 Betydning av beite- og funksjonsområder..... | 21 |
| 2.2 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer..... | 22 |
| 2.2.1 Motorisert ferdsel..... | 22 |
| 2.2.2 Friluftsliv, hyttebygging..... | 22 |
| 2.2.3 Vannkraftutbygging..... | 24 |
| 2.2.4 Kraftledninger og vindturbiner..... | 24 |
| 2.2.5 Vei og biltrafikk..... | 25 |
| 2.2.6 Jakt..... | 25 |
| 2.3 Konsekvenser av menneskeskapte påvirkningsfaktorer..... | 25 |
| 2.4 Insektstress..... | 26 |
| 2.5 Klima og ulykker..... | 27 |
| 2.6 Emigrasjon/immigrasjon..... | 27 |
| 3 Predasjon som bestandsbegrensende faktor | 27 |
| 3.1 Kongeørn..... | 28 |
| 3.2 Jerv..... | 31 |
| 3.3 Ulv..... | 34 |
| 3.4 Gaupe..... | 36 |
| 3.4.1 Gaupe og tamrein..... | 37 |
| 3.4.2 Gaupe og villrein..... | 37 |
| 4 Kunnskapsbehov | 42 |
| 5 Oppsummering og konklusjon | 44 |
| 6 Vedlegg | 46 |
| 7 Referanser | 50 |

Forord

Villreintrådet i Norge og NINA ble i januar 2012 enige om at NINA utarbeider en statusrapport for potensielle konflikter mellom villrein og rovvilt i Norge. Rapporten sammenfatter eksisterende kunnskap, inklusive en kort oppsummering av hva som regulerer bestandsutvikling for villrein. Hovedkapittelet er en kunnskapsstatus om gaupe vs. villrein, men det er også kort redegjort for andre aktuelle predatorer. Villreintrådet mener det er fremtidsrettet å se på hvilke villreinområder som kan være sårbare for predasjon fra gaupe, jerv ulv og kongeørn, og har bedt om forslag til prosjekter som kan bidra til å belyse problematikken nærmere. Det er bevilget 110 000 fra Fylkesmannen i Telemark via Villreinnemda for Brattefjell-Vindeggen, Blefjell og Norefjell-Reinsjøfjell på bakgrunn av den uforklarlige nedgangen i stammen på Blefjell 2004-2005. I disse 3 områdene beiter villreinen i skogsområder store deler av året. Takk til Frank Hanssen for beregning av arealer over/under skoggrensa i forvaltningsområdene for villrein og til Henrik Brøseth, Torgeir Nygård, Hans Chr. Pedersen, Jan Ove Gjershaug og Roel May for kommentarer vedrørende fremtidige forskningsprosjekter i tilknytning til rein-rovdyrinteraksjoner.

Trondheim, februar 2013

Kjetil Bevanger kjetil.bevanger@nina.no

John D.C. Linnell john.linnell@nina.no

John Odden john.odden@nina.no

Olav Strand olav.strand@nina.no

1 Innledning

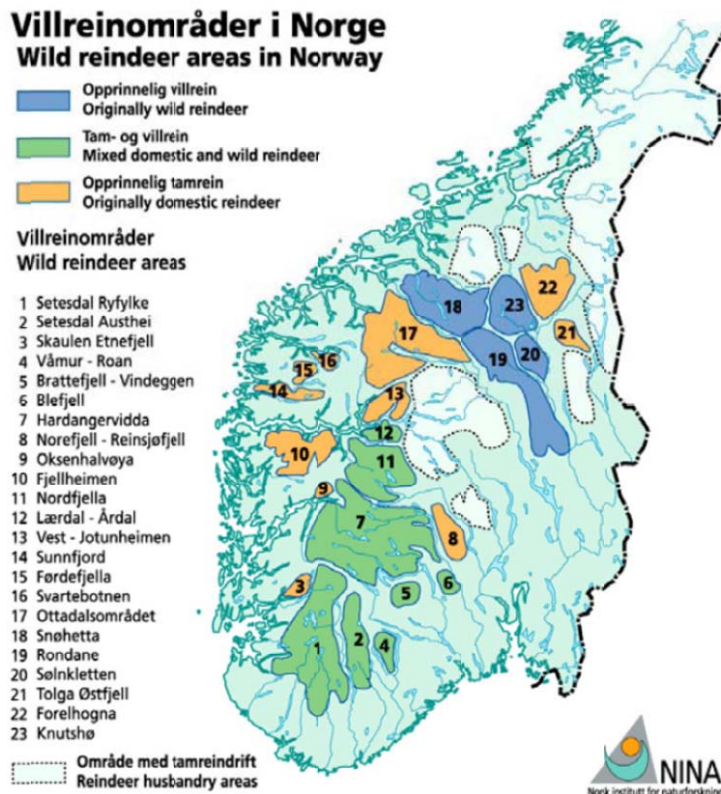
Norge har i dag 23 mer eller mindre atskilte forvaltningsområder for villrein (*Rangifer tarandus tarandus*), alle i Sør-Norge (**Figur 1**). Årsaken er at mange inngrep over tid har laget mer eller mindre permanente barrierer mellom tidligere, sammenhengende områder. De enkelte forvaltningsområdene varierer mye med hensyn til areal- og bestandsstørrelse, men også i forhold til fordeling av sesongbeiter, topografi og vegetasjon. Enkelte områder består hovedsakelig av arealer over skoggrensa, mens andre har betydelige arealer i lavereliggende områder som gir reinen ulike utfordringer.

Utgangspunktet for denne rapporten er at villreinbestanden i Blefjell nesten ble halvert fra ønsket størrelse i løpet av et par år i perioden 2004-2006 utan at en kan forklare årsaken(e). Villreinutvalget innførte jaktstopp i 3 år, og i denne perioden var det en lav tilvekst, bortsett frå ett år med null vekst. Det er ønskelig at årsakene til dette belyses nærmere, slik at det om mulig kan treffes tiltak for og nå ønsket bestandsmål, som er ca. 150 vinterdyr. På grunn av at Blefjellområdet har forholdsvis små høyfjellsarealer og betydelige arealer under skoggrensa, og er dessuten et populært område for friluftsliv med mange fritidsboliger og tilhørende infrastruktur, er det mange påvirkningsfaktorer som kan være årsak til at utviklingen i stammen ikke har vært som forventet.

Villreinforvaltning byr på mange utfordringer, ikke minst når det gjelder å balansere bestandsstørrelsen i forhold til ressursgrunnlaget og ønsket demografisk sammensetning. Dette er naturlige målsetninger ut fra vurderinger i forhold til bl.a. å unngå beiteslitasje og økt forutsigbarhet i tilknytning til villrein som økonomisk ressurs. Erfaringsmessig har det imidlertid vist seg at å holde en villreinbestand på et stabilt nivå over tid er vanskelig.

Flere faktorer kan påvirke bestandsutvikling og demografisk sammensetning i en villreinbestand. De grunnleggende forhold som generelt fører til at individtallet i en populasjon øker eller synker, er imidlertid *dødelighet* og *rekruttering*, samt eventuell avgang gjennom *utvandring*, eller tilskudd gjennom *innvandring*. Utfordringene ligger i hvordan disse faktorene reguleres gjennom bestandens indre og ytre påvirkningsfaktorer.

En av teoriene fremsatt som forklaring på lav bestandstilvekst, er predasjon fra gaupe på bakgrunn av at reinen i Blefjell og andre villreinområder med store arealer under skoggrensa må tilbringe mye tid i terreng der det også finnes gaupe. Mange gauper i Buskerud og Telemark, inklusive Blefjellområdet, har vært fulgt over en 5-årsperiode, og det finnes derfor mye data om artens arealbruk og næringspreferanser (Gervasi m.fl. i manus). I foreliggende rapport inkluderes relevante data fra gaupeprosjektet ved siden av at det pekes på hvilke faktorer som kan bidra til å påvirke villreinbestanden i et område som Blefjell. Forvaltningsmessig er området utfordrende med mange potensielle påvirkningsfaktorer, og egner seg slik sett godt til en diskusjon om sannsynlige påvirkningsfaktorer på en villreinbestand. Rapporten er i prinsippet todelt, der første del summerer hva som er kjent i tilknytning til villrein når det gjelder bestandsregulerende faktorer. Del to gir en kort oppsummering av hva som er kjent når det gjelder predasjon av villrein fra kongeørn og store rovdyr.



Figur 1. Forvaltningsområder for villrein i Norge.

1.1 Villreinområdene som leveområder for store rovdyr

De store rovpattedyrene trenger store leveområder og unge individer på spredning kan vandre over betydelige avstander på kort tid. Det kan derfor forventes at enkeltindivider av ulv, bjørn, jerv og gaupe kan dukke opp hvor som helst i landet. Imidlertid vil politiske beslutninger vedrørende bestandsstørrelser, samt grenser for forvaltningssoner, være avgjørende for sannsynligheten for at store rovpattedyr skal nå inn til, og eventuelt etablere seg i tilknytning til noen av forvaltningsområdene for villrein. Med dagens forvaltningssoner for store rovdyr er det jerv, gaupe og kongeørn som berører forvaltningsområdene for villrein.

Det er liten tvil om at enkelte av villreinområdene utmerket godt egner seg som potensielt leveområde for flere av de store rovdyrartene. I forbindelse med Rovviltmeldinga i 2003 ble det utarbeidet en rapport som så på «*Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på et økoregionalt nivå*» (Lande m.fl. 2003). Analysene som ble gjort viste at over 90 % av arealene på den skandinaviske halvøya egner seg som leveområde for bjørn, ulv og gaupe, mens nesten 50 % er egnet for jerv.

Det er store forskjeller når det gjelder fordeling av naturtyper i forvaltningsområdene for villrein, og hvor attraktive de vil fremstå som leveområder for store rovdyr. Så langt foreligger ingen detaljerte analyser av fordelingen av naturtyper i det enkelte villreinområde, men **Tabell 1** og **2** gir en grov oversikt over fordeling av areal under/over skoggrensa og markslagstype i forvaltningsområdene. Dette vil også gi en indikasjon på hvilke områder som er godt eller dårlig egnet som leveområde for ulike rovpattedyr og kongeørn.

Vi har brukt anførselstegn rundt begrepet «Skoggrensa» fordi det ikke finnes noe skikkelig norsk datasett på eksisterende klimatisk skoggrensa. Skoggrensa er svært vanskelig å model-

lere ettersom det er så mange gradienter, topografiske, biogeografiske og klimatiske variasjoner i Norge. Ekstra kompliserende er det å modellere sammenhengende klimatisk skoggrense i områder utsatt for arealinngrep (hvor skal for eksempel grensa gå på tvers av dyrket areal, hogstflater, bebyggelse og transportkorridorer). Det er heller ingen hjelp å få i N50. N50 arealdekke har en klasse som kalles «Åpent areal», men den dekker både snaufjell og åpent, ikke klassifisert areal i lavlandet, og er som sådan ikke brukbar til formålet.

Som grunnlag for beregningene i **Tabell 1** er brukt AR5 Fjell fra Skog og Landskap. Dette datasettet er basert på tolking av satellittbilder og er en overordnet klassifikasjon av fjellvegetasjon basert på arealer med samme fargevalør i satellittbildet. Det er ingen egentlige vegetasjonsklasser i dette datasettet men det er det beste som så langt finnes, og stemmer forholdsvis godt med virkeligheten (jfr. **Figur 2, 4 og 5**). Som det går fram av så vel kartene som **Tabell 1 og 2**, ligger det enkelte snø- og isdekte arealer under skoggrensa. Disse inngår i fellesklassen «Annet areal» som samlet sett kun utgjør 0,79 % av arealet under skoggrensa representert ved AR5 Fjell.

Tabell 1. Villreinområder i Norge med fordeling av areal over/under skoggrensa.

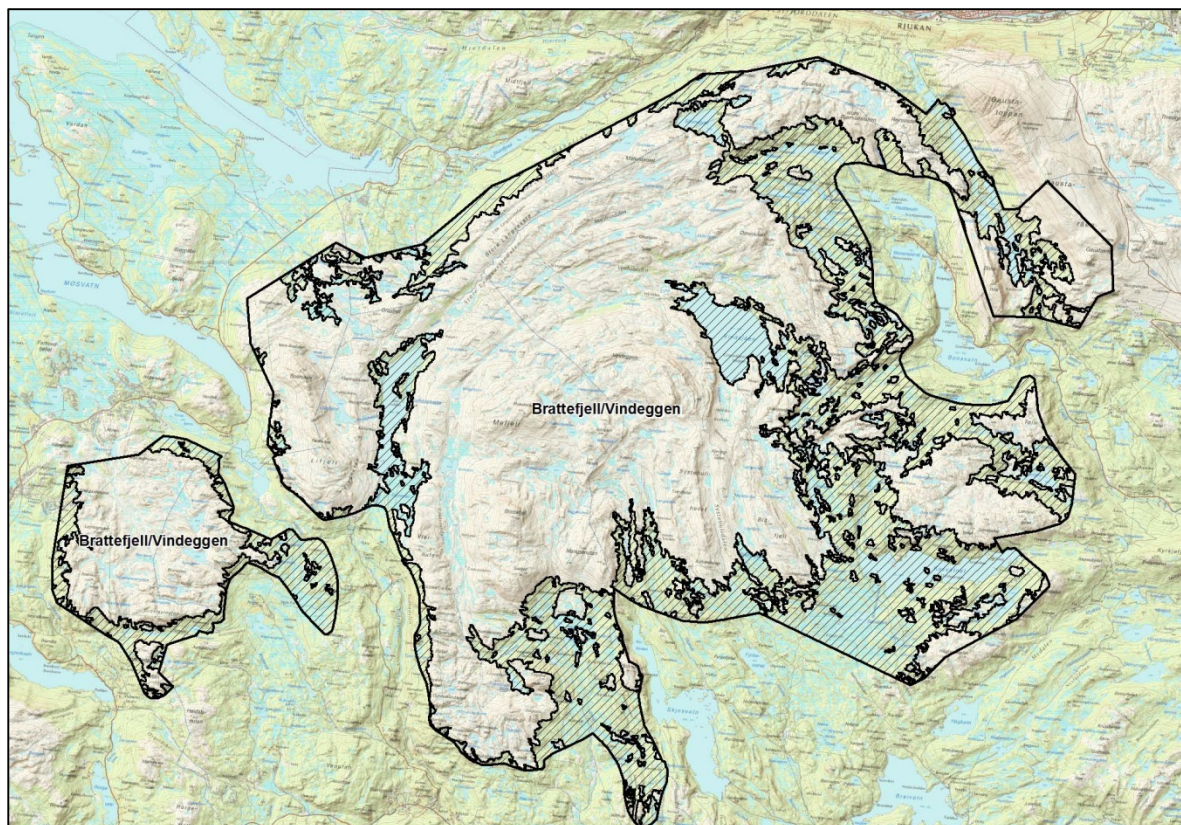
| Villreinområde | Totalareal (km ²) | Areal over skoggrensa | | Areal under skoggrensa | |
|------------------------|-------------------------------|-----------------------|-------|------------------------|------|
| | | km ² | % | km ² | % |
| Blefjell | 186,27 | 97,90 | 52,6 | 88,37 | 47,4 |
| Brattefjell/Vindeggen | 385,39 | 263,84 | 68,5 | 121,55 | 31,5 |
| Fjellheimen | 1741,22 | 1669,82 | 95,9 | 71,40 | 4,1 |
| Forollhogna | 2337,98 | 1755,52 | 75,1 | 582,46 | 24,9 |
| Førdefjella | 527,86 | 397,21 | 75,3 | 130,66 | 24,8 |
| Hardangervidda | 8605,73 | 8225,89 | 96,00 | 379,84 | 4,4 |
| Knutshø | 2373,76 | 1778,23 | 74,9 | 595,53 | 25,1 |
| Lærdal/Årdal | 542,14 | 489,31 | 90,3 | 52,83 | 9,8 |
| Nordfjella | 3246,14 | 3075,34 | 94,7 | 170,80 | 5,3 |
| Norefjell/Reinsjøfjell | 312,50 | 265,58 | 85, | 46,92 | 15,0 |
| Oksenhalvøya | 88,10 | 53,43 | 60,7 | 34,67 | 39,4 |
| Ottadalsområdet | 5779,05 | 5591,51 | 96,8 | 187,54 | 3,3 |
| Rondane | 4837,20 | 2685,06 | 55,5 | 2152,14 | 44,5 |
| Setesdal Austhei | 2421,61 | 962,96 | 39,8 | 1458,65 | 60,2 |
| Setesdal Ryfylke | 6987,28 | 6158,13 | 88,1 | 829,15 | 11,9 |
| Skaulen/Etnefjella | 650,97 | 643,16 | 98,8 | 7,80 | 1,2 |
| Snøhettaområdet | 3653,49 | 3544,58 | 97,0 | 108,91 | 3,00 |
| Sunnfjord | 895,48 | 417,91 | 46,7 | 477,57 | 53,3 |
| Svartebotnen | 328,66 | 238,53 | 72,6 | 90,13 | 27,4 |
| Sølknletten | 1494,30 | 837,75 | 56,1 | 656,54 | 43,9 |
| Tolga Østfjell | 640,65 | 454,61 | 71,00 | 186,03 | 29,0 |
| Vest-Jotunheimen | 1014,89 | 951,54 | 93,8 | 63,35 | 6,2 |
| Våmur/Roan | 447,54 | 158,65 | 35,5 | 288,89 | 64,6 |

Tabell 2. Villreinområder i Norge med områdevis arealfordeling per markslagstype under skoggrensa (kilde N50 areal).

| Villreinområde | Åpent areal under skoggrensa (km ² /%) | | Skogsareal under skoggrensa (km ² /%) | | Myrareal under skoggrensa (km ² /%) | | Dyrket areal under skoggrensa (km ² /%) | | Vanndekt areal under skoggrensa (km ² /%) | | Annet areal under skoggrensa (km ² /%) | |
|----------------------------|---|------|--|------|--|------|--|-----|--|------|---|------|
| | | | | | | | | | | | | |
| Blefjell | 1,6 | 1,8 | 74,0 | 83,8 | 9,9 | 11,2 | 0,0 | 0,0 | 2,8 | 3,2 | 0,1 | 0,1 |
| Brattefjell/ Vindeggen | 4,0 | 3,3 | 81,1 | 66,7 | 18,4 | 15,1 | 0,0 | 0,0 | 18,0 | 14,8 | 0,0 | 0,0 |
| Fjellheimen | 2,0 | 2,7 | 52,8 | 74,0 | 5,09 | 7,1 | 0,0 | 1,4 | 11,0 | 15,4 | 0,6 | 0,8 |
| Forollhogna | 7,9 | 1,4 | 411,0 | 70,6 | 131,1 | 22,5 | 7,9 | 6,9 | 24,6 | 4,2 | 0,0 | 0,0 |
| Førdefjella | 1,9 | 1,5 | 98,2 | 75,2 | 11,5 | 8,8 | 9,0 | 0,1 | 9,9 | 7,6 | 0,1 | 0,0 |
| Hardangervidda | 8,5 | 2,3 | 250,5 | 66,0 | 38,2 | 10,1 | 0,5 | 3,3 | 81,8 | 21,5 | 0,3 | 0,1 |
| Knutshø | 4,8 | 0,8 | 498,7 | 83,7 | 38,5 | 6,5 | 19,5 | 0,0 | 32,9 | 5,5 | 1,2 | 0,2 |
| Lærdal/Årdal | 0,8 | 1,6 | 48,4 | 91,6 | 1,4 | 2,6 | 0,0 | 0,5 | 2,2 | 4,2 | 0,0 | 0,0 |
| Nordfjella | 7,8 | 4,6 | 20,1 | 11,8 | 2,1 | 1,2 | 0,9 | 0,0 | 133,3 | 78,0 | 6,6 | 3,9 |
| Norefjell/ Reinsjøfjell | 1,4 | 3,0 | 35,3 | 75,3 | 7,6 | 16,3 | 0,0 | 0,4 | 2,5 | 5,4 | 0,0 | 0,0 |
| Oksenhalvøya | 0,1 | 0,4 | 32,4 | 93,6 | 1,7 | 4,9 | 0,1 | 0,3 | 0,3 | 0,8 | 0,0 | 0,0 |
| Ottadalsområdet | 3,5 | 1,9 | 100,1 | 53,4 | 8,7 | 4,7 | 0,5 | 0,5 | 19,0 | 10,2 | 55,6 | 29,7 |
| Rondane | 14,4 | 0,7 | 1696, 5 | 78,8 | 397,6 | 18,5 | 9,8 | 0,1 | 33,8 | 1,6 | 0,2 | 0,0 |
| Setesdal Austhei | 17,9 | 1,2 | 1146, 2 | 78,6 | 106,3 | 7,29 | 0,8 | 0,2 | 187,2 | 12,8 | 0,2 | 0,0 |
| Setesdal Ryfylke | 19,0 | 2,3 | 650,2 | 78,4 | 53,3 | 6,4 | 1,9 | 0,0 | 104,4 | 12,6 | 0,5 | 0,1 |
| Skaulen/ Etnefjella | 0,3 | 3,4 | 5,2 | 66,1 | 0,7 | 9,3 | 0,0 | 0,0 | 1,7 | 21,2 | 0,0 | 0,0 |
| Snøhettaområdet | 2,1 | 1,9 | 58,9 | 54,1 | 7,0 | 6,4 | 0,0 | 7,4 | 39,5 | 36,3 | 1,3 | 1,2 |
| Sunnfjord | 49,9 | 10,5 | 350,1 | 73,3 | 19,3 | 4,1 | 35,4 | 8,8 | 20,6 | 4,3 | 2,2 | 0,5 |
| Svartebotnen | 0,9 | 1,0 | 78,6 | 87,2 | 2,5 | 2,7 | 7,9 | 1,1 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,3 |
| Sølknletten | 4,2 | 0,6 | 609,3 | 92,8 | 26,7 | 4,1 | 7,2 | 0,5 | 8,9 | 1,4 | 0,3 | 0,1 |
| Tolga Østfjell | 1,4 | 0,8 | 165,3 | 88,8 | 12,3 | 6,6 | 0,9 | 0,0 | 6,1 | 3,3 | 0,0 | 0,0 |
| Vest-Jotunheimen | 1,1 | 1,7 | 59,6 | 94,1 | 2,4 | 3,9 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 0,3 | 0,0 | 0,0 |
| Våmur/Roan | 3,8 | 1,3 | 233,3 | 80,8 | 13,9 | 4,8 | 0,1 | 0,0 | 37,7 | 13,1 | 0,0 | 0,0 |

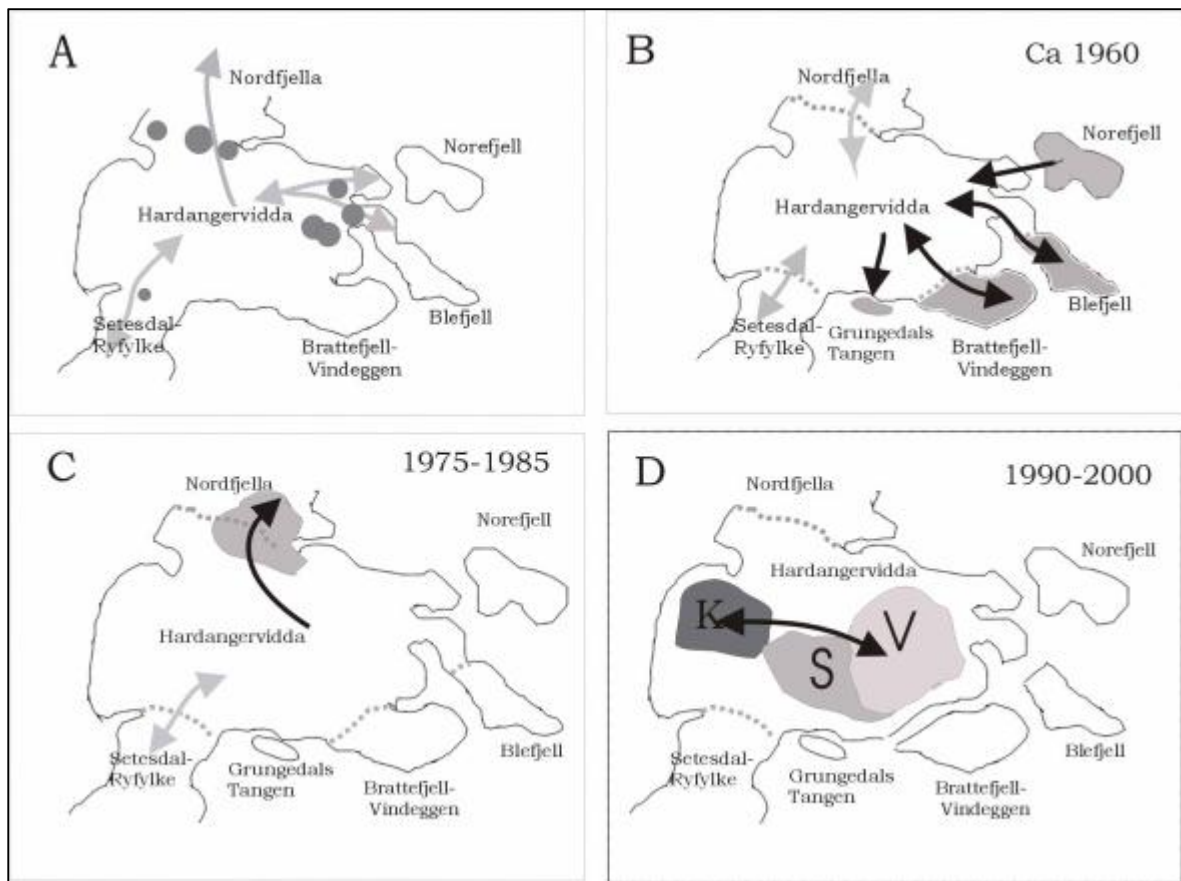
1.2 Brattefjell-Vindeggen, Norefjell-Reinsjøfjell og Blefjell

Eksempel på forvaltningsområder for villrein med arealer i lavereliggende, skogbevokste områder, er Brattefjell-Vindeggen (**Figur 2**), Norefjell-Reinsjøfjell og Blefjell. Dette er villreinområder som arealmessig er forholdsvis små, og som tidligere var å regne som en del av Hardangervidda villreinområde (**Figur 3**). Brattefjell-Vindeggen består hovedsakelig av fjellområdene sørøst for Møsvatn. Området har blitt stadig mer isolert fra Hardangervidda i løpet av de siste 100 årene som følge av reguleringen av Møsvatn og Rv37, Rjukan-Rauland. Det er sparsomt med vinterbeiter i området, men rike sommer- og høstbeiter. Fordelingen mellom arealer over/under skoggrensa er henholdsvis 68 og 32 %.



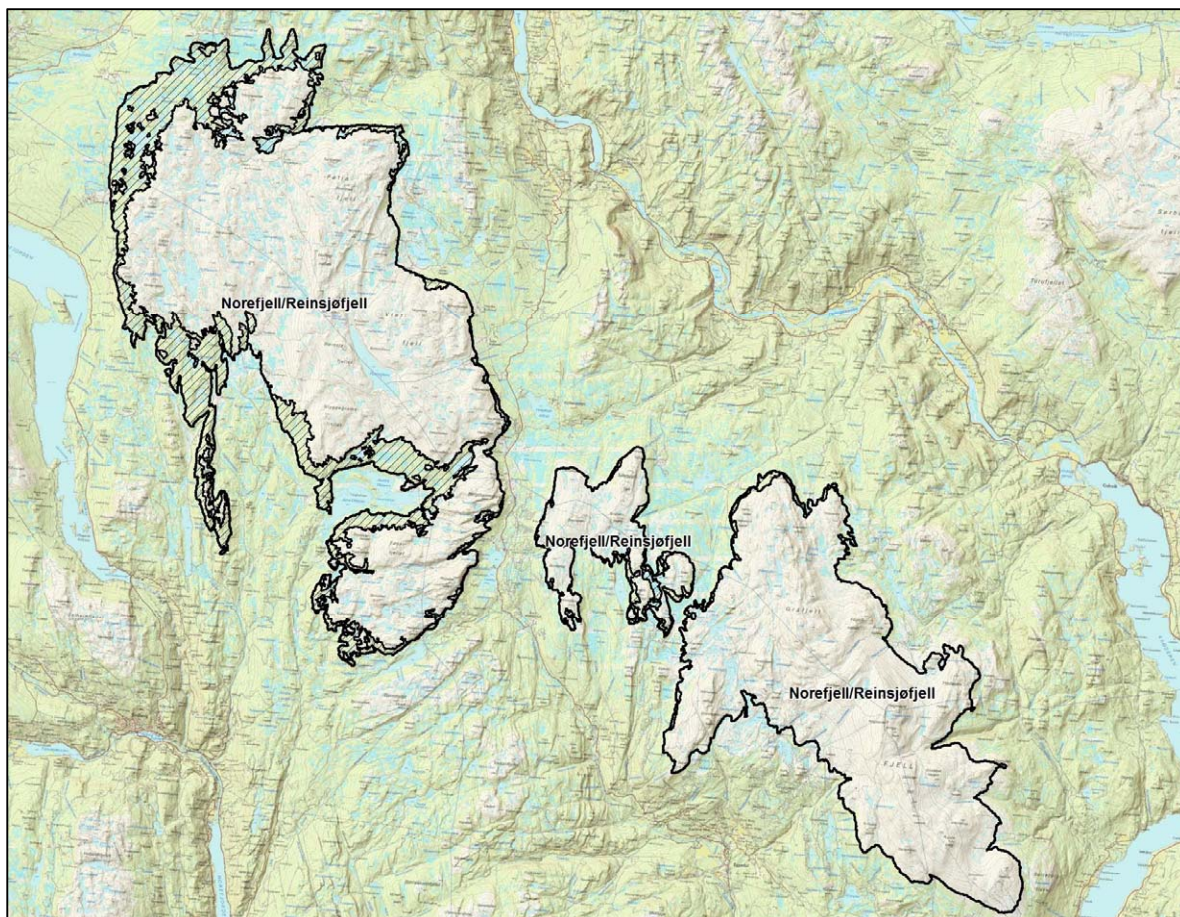
Figur 2. Brattefjell-Vindeggen villreinområde (grensene er basert på DNs naturbase) med absolutt og relativ fordeling av areal over og under «skoggrensa». Områder under «skoggrensa» (skravert) er beregnet ut fra arealfordelingen per N50 arealdekkeklasse åpent areal, skog, myr, vandekt areal, dyrket mark og en fellesklasse for alt annet areal.

Flere trekkveier mellom Hardangervidda og Brattefjell-Vindeggen er kjent, hvorav to går nord-øst for Møsvassdammen, og ett over Møsvasstangen. Området har hatt vekslende tilstrømming av rein fra Hardangervidda, avhengig av bestandssvingninger og -størrelse der. Det fortelles om spredte observasjoner av rein i 1906 (kalving), 1930, 1943 og 1954. Det var få dyr her frem til 1960-åra. På denne tida var det sterk bestandsvekst på Hardangervidda med økt slitasje på vinterbeitene, og innvandringen av dyr til Brattefjell-Vindeggen tiltok. I 1975 var det ca. 250 rein i området, og bestanden fortsatte å vokse frem til 1980, da det antas at vinterbestanden var oppe i 1050–1100 dyr. Siden har bestanden blitt redusert til rundt 400–500 dyr.

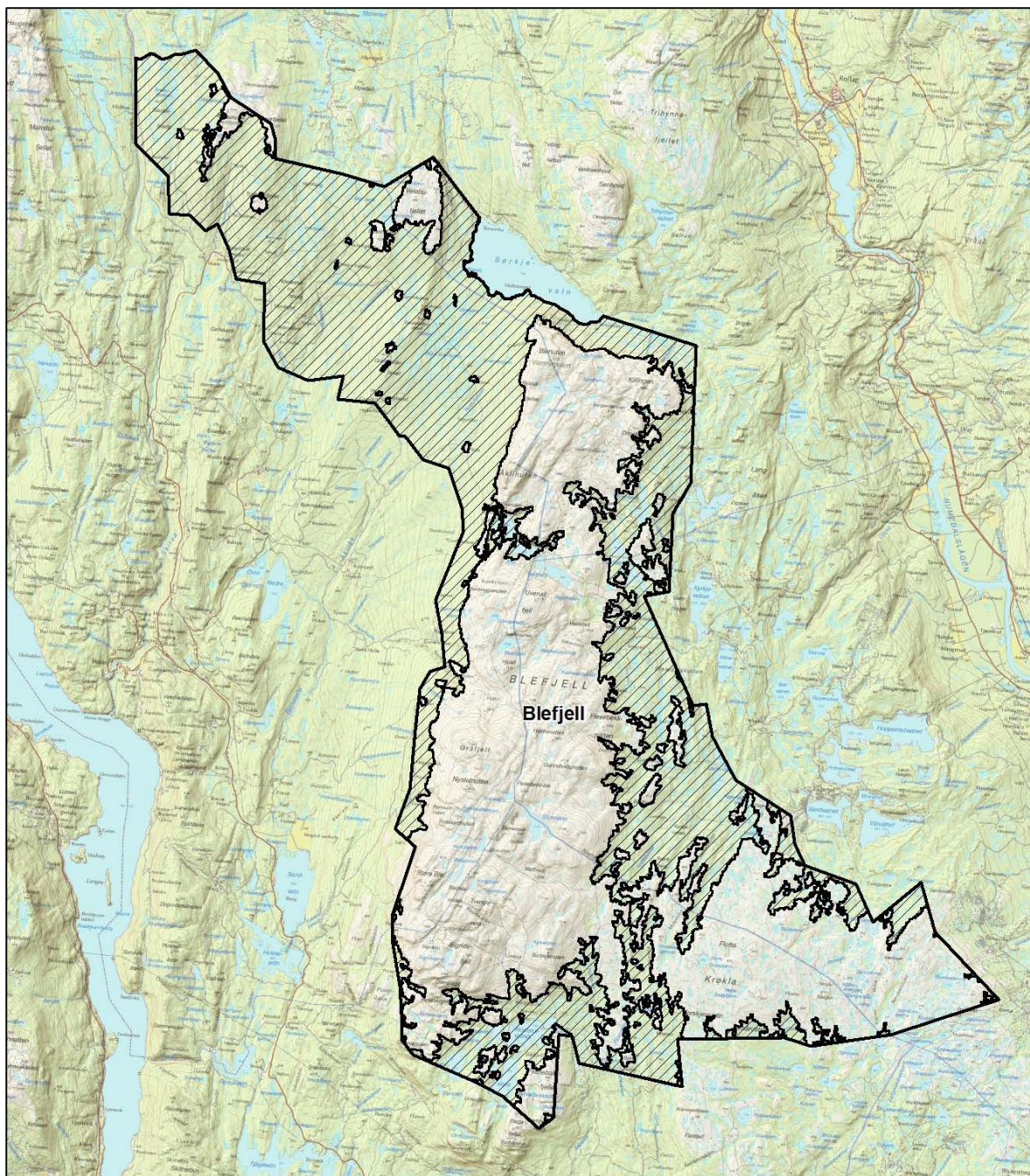


Figur 3. Endringer i reinens bruk av Hardangervidda. A: Dyrenes trekkmuligheter før betydelige tekniske inngrep var foretatt. Hardangervidda var sannsynligvis et sentralt område for utveksling av rein til sørnorske fjellområder, noe bl.a. funn av massefangstanlegg indikerer (kjente fangstanlegg angitt som sirkler; antatte, viktige utvekslingsveier antydnet med piler). B og C: Endringer i arealbruk er nært knyttet til perioder med bestandsvekst og mange dyr. På sekstitallet skjedde en betydelig overbeiting, og reinen søkte til nye beiteområder og la grunnlag for dagens villreinstammer i Brattefjell-Vindeggen og Blefjell. I samme periode innvandret rein til Hardangervidda fra Norefjell. Det etablerte seg også dyr på Grungedalstangen (administreres under Hardangervidda). Fra midten av syttitallet økte bestanden på nytt og nye vinterbeiter ble tatt i bruk i grenseområdene mot Nordfjella og på Nordsiden av Bergensbanen. D: Siden midt på 1990-tallet benyttet reinen i all hovedsak vinterbeiter (V) sentralt og øst på vidda, med sommerbeiter (S) i sentrale og sørlige deler og kalvingsområder (K) i øst (etter Strand m.fl. 2006).

Norefjell–Reinsjøfjell er delt av veien mellom Eggedal og Bromma og omfatter to delområder: Gråfjell–Norefjellmassivet i øst, og Reinsjøfjell i vest (**Figur 4**). Småkupert fjellterreng dominerer, men reinen benytter også tilgrensede skogsområder. Det er bra med både vinter- og sommerbeiter i området. Fordelingen mellom arealer over/under skoggrensa er henholdsvis 85 og 15 %. Før reguleringen av Tunhovdfjorden var denne nærmest delt i to med et smalt sund imellom. Her krysset også reinen når den skulle fra Hardangervidda til Norefjell–Reinsjøfjell eller omvendt. I nyere tid er utveksling lite kjent, men en flokk på ca. 100 dyr skal ha krysset over mot Hardangervidda her i 1968. På det tidspunktet opphørte tamreindriften i Norefjell–Reinsjøfjell. Siden er det bygget opp en egen villreinbestand i området. Tidligere forekomst av rein bekreftes for øvrig av flere dyregraver. Reinen i Norefjell–Reinsjøfjell er relativt lite sky og i god kondisjon og har opphav i svensk skogsrein. Bestanden de siste 10 årene har vært 550–600 vinterdyr.



Figur 4. Norefjell-Reinsjøfjell villreinområde (grensene er basert på DNs naturbase) med absolutt og relativ fordeling av areal over og under «skoggrensa». Områder under «skoggrensa» (skravert) er beregnet ut fra arealfordelingen per N50 arealdekkeklasse åpent areal, skog, myr, vanddekt areal, dyrket mark og en fellesklasse for alt annet areal.



Figur 5. Blefjell villreinområde (grensene er basert på DNs naturbase) med absolutt og relativ fordeling av areal over og under «skoggrensa». Områder under «skoggrensa» (skravert) er beregnet ut fra arealfordelingen per N50 arealdekkeklasse åpent areal, skog, myr, vanddekt areal, dyrket mark og en fellesklasse for alt annet areal.

Blefjell består først og fremst av "fjelltangen" mellom Tinnsjø og Numedal (**Figur 5**). Det er begrenset kunnskap om hvor mye reinen har brukt dette området i eldre tider, men det er funnet dyregraver sør for Bletoppen (Bakke 1984). Det er grunn til å anta at området har hatt vekslende besøk av rein fra Hardangervidda. I følge Eggerud (1955) gikk det gamle trekket mot Blefjell ut Lufsjåtangen på nordsida av Lufsjå og dreide herfra sørøstover til Sørkjvatn – hvor trekket delte seg i to og gikk på begge sider og fortsatte videre til de sentrale snaufjellsområdene i Blefjell. Stadig flere inngrep og økende forstyrrelser har gjort at trekket mellom Hardangervidda og

Blefjell har stanset (Skogland 1993, Storemoen 1997, Jordhøy & Strand 2004, 2009). De siste 15 år er det ikke dokumentert utveksling av dyr til Hardangervidda (Blefjell villreinutvalg 2010, Howlid 2011), men det kan ikke utelukkes at utveksling av dyr kan forekomme (Reimers 2009).

I 1961 ble det etter initiativ fra grunneierne sluppet 30 tamrein fra Ål og Hol tamreinlag på Blefjell for å bedre jaktmulighetene. Disse dyrene tok seg i løpet av kort tid over til Hardangervidda. Utover 1960-tallet var det en del trafikk av dyr mellom disse områdene, og det ble også åpnet for jakt. Våren 1970 ble det rapportert at 150 dyr var på "besøk" på Blefjell, men disse trakk over til Hardangervidda igjen. Året etter ble det sett 30 dyr, og det antas at disse slo seg til ro og dannet grunnlag for en liten bestand med mer permanent opphold. Frem til 1983 hadde antallet vokst til 215 vinterdyr, slik at den første organiserte jakt kunne starte. Rundt 1985 var det ca. 270 vinterdyr, og bestandsveksten fortsatte frem til 1987, da vintertellingen påviste 338 dyr. Nedgang i kjevelengder og slaktevekter, i tillegg til beiteslitasje, gjorde at det ble besluttet å redusere bestanden. Fra og med 1991 begynte reinen i Blefjell å bruke skogsområdene vest for høgfjellsplatået mer og mer (Storemoen 1997), noe som har vanskeliggjort nøyaktige tellinger (Blefjell villreinutvalg 2010). I 1994–95 ble antall individer anslått til 180–190. I 2003 og 2005 ble det bare funnet henholdsvis 85 og 86 dyr. Bakke- og flytellingene høsten 2009 og vinteren 2010 viste at det da var ca. 110 dyr i området.

Blefjellområdet utgjør 225 km² og ligger i høydenivået 600-1340 moh., og tellende villreinareal er beregnet til 185,7 km² (Garås 1997, 2004). Beregninger vi har foretatt i tilknytning til foreliggende rapport viser omtrent det samme (186,3 km²). Fordelingen mellom arealer over/under skoggrensa er henholdsvis 53 og 47 %, og er blant de forvaltningsområdene for villrein som har de største, prosentvise arealene under skoggrensa. Bare Setesdal Austhei, Sunnfjord og Våmur-Roan har større, prosentvis arealandel under skoggrensa, men henholdsvis 60, 53 og 64 %. Som det går frem av **Tabell 2** er andelen skog av arealet under skoggrensa 40 % i Blefjell, dvs. inntil 4 ganger mer enn skogsareal enn naboområdene. I følge Jørn Howlid (pers. komm.) gjør dette Blefjellreinen spesielt utsatt for predasjon i en naturtype dyrene ikke har noen nedarvede beskyttelsesmekanismer mot. Fostringsflokkene på Blefjell benytter skogsområdene periodevis intensivt i mangel av andre gode beiteområder.

Blefjell har normalt varme og tørre somre, og om vinteren er den midlere snødybden 70-80 cm. Vinterbeitearealet representerer en minimumsfaktor for reinen i Blefjell og utgjør ca. 5 %, og har vært utsatt for noe beiteslitasje. Omkring 60 % av arealet er vår-, sommer- og høstbeite (Gaare 1984). I fjellet dominerer blåbærhei og myr, og det er følgelig godt med proteinrike vekstbeiter. De høyereliggende barskogområdene har innslag av lav og benyttes til dels som vinterbeite. Det finnes potensielt vinterbeite under skoggrensa på begge sider av "Høg-Ble". Reinen har de siste 10-15 årene bare benyttet områdene på vestsida av Høg-Ble (J. Howlid pers. medd.; **Figur A**). På bakgrunn av beiteundersøkelser (Gaare 1984) er det antatt at det er ressurser til ca. 150 rein om vinteren, noe som også er nåværende bestandsmål (Blefjell villreinutvalg 2010).

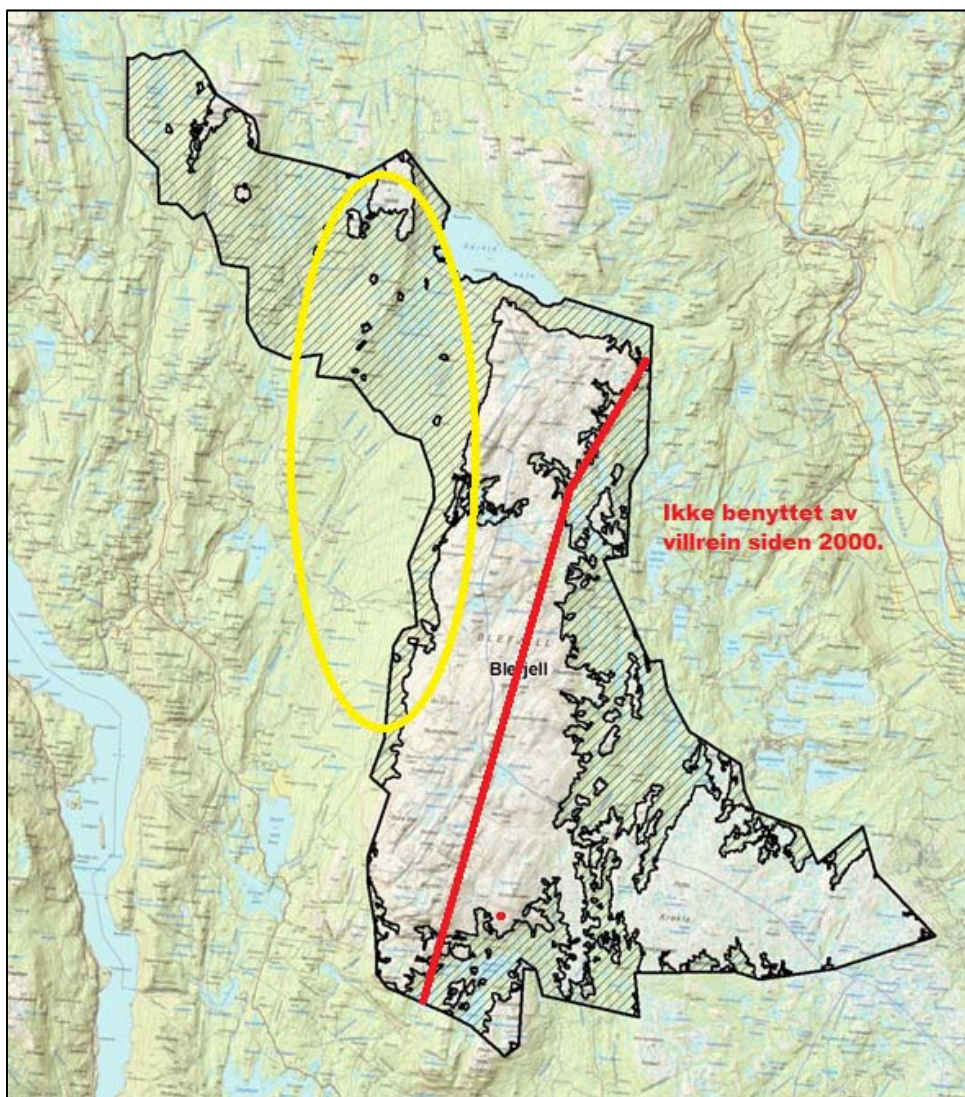
Antall villrein i Blefjell har variert mye siden begynnelsen på 1980-tallet (**Figur 6**). I likhet med de øvrige villreinområdene i Langfjella-regionen var dyretallet høyt rundt 1980. På den tida var også bestandene i Setesdal-Ryfylke, Hardangervidda og i Nordfjella store, og det ble foretatt systematiske reduksjonsavskytninger for å opprette en positiv balanse mellom beiteressursene og antall reinsdyr. Vi ser et tilsvarende bestandsforløp i Blefjell, med store jaktkvoter fra midten av 1980-tallet, fulgt av markert bestandsnedgang fram til og med 1990 (**Figur 6**). Etter dette har det vært mindre endringer i dyretallet, og det er som nevnt forsøkt å beholde en vinterbestand på ca. 150 dyr de siste åra.

Presis bestandsforvaltning er en krevende oppgave og består i at forvaltningen hvert år må fremskaffe pålitelige data som beskriver; bestandsstørrelse, årlig tilvekst og jaktuttak. Ved siden av å samle slik informasjon avhenger en presis bestandsforvaltning av at informasjonen omsettes i jaktkvoter og jaktuttak som samsvarer med bestandsstørrelsen slik at en tillater vekst når bestanden er mindre enn målsetning og reduksjon når bestanden er større enn mål-

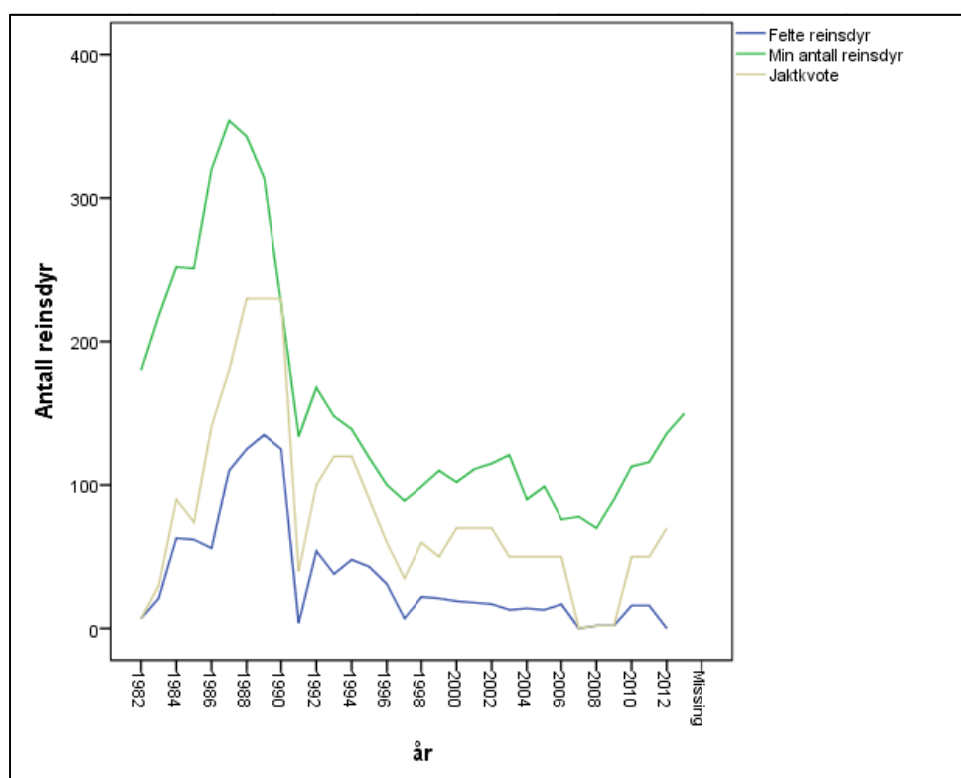
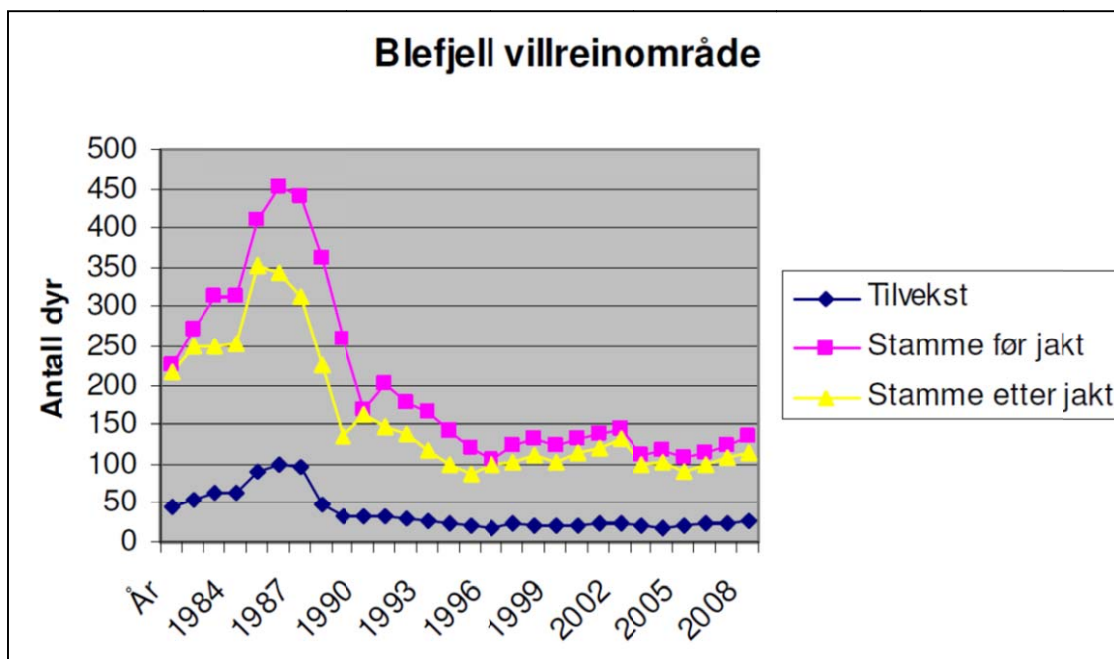
setning. Undersøkelser fra blant annet Forollhogna viser at dette er krevende både mht. å skaffe pålitelige data og i forhold til beslutningsprosessen som innebærer at forvaltningen må fastsette jaktkvoter som baseres på erfaringstall for kalveproduksjon og jakteffektivitet.

Det er typisk for slike forvaltningssystemer at forvaltningen lett kommer på etterskudd med bestandsutviklingen med den følge at høstingen introduserer svingninger i bestandsstørrelsen. Dette kommer også dels til uttrykk i data som er tilgjengelige fra Blefjell. I **Figur 6** ser vi at det er et par års tidsforsinkelse mellom bestandstoppen på åttitallet og økningene i jaktuttaket. Tilsvarende er det også en merkbar tidsforsinkelse mellom bestandsstørrelsen og jaktuttaket fra midten på nittitallet og rundt år 2000 (**Figur 6**).

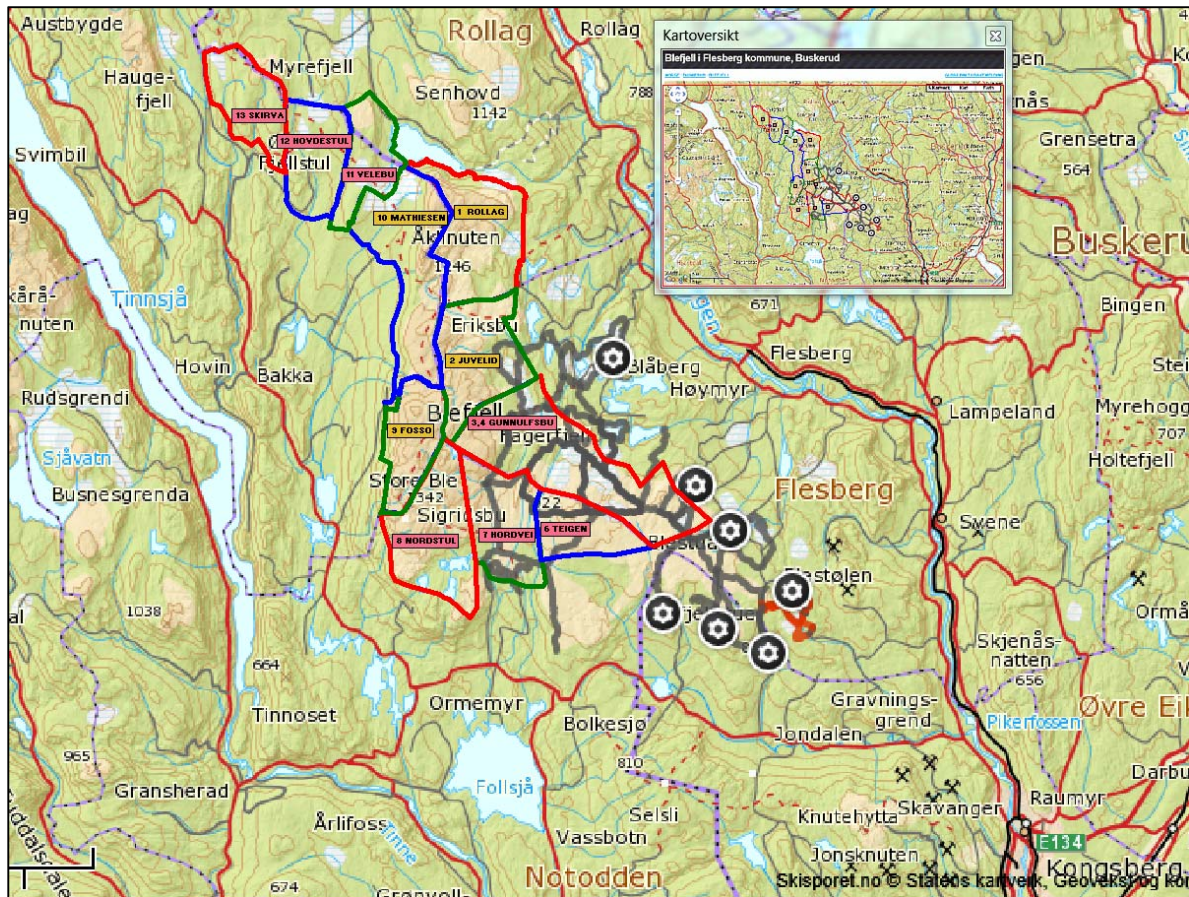
Etter at bestanden ble redusert til et minimum rundt 2006 har jaktuttaket vært svært lite i håp om å øke bestandsstørrelsen. På tross av dette har det gått seint å bringe bestanden opp på ønsket nivå og en har stilt spørsmål om i hvilken grad predasjon fra gaupe kan være en årsak til den svake bestandsveksten (Howlid 2011).



Figur A. Området innen gul ellipse er mye benyttet som beiteområde i skog av villrein i sommerhalvåret, et område som ikke er preget av hytter/turisme/naturinngrep/veier/kraftledninger o.l. Reinen har ikke benyttet området øst for den røde streken de siste 10-15 år hvor hyttefeltene ligger (J. Howlid pers. medd.) (figur tilsendt fra Jørn Howlid).



Figur 6. Beregnet bestandsutvikling (tilvekst, antall villrein før og etter jakt i perioden 1980-2010 (Kilde: Villreinutvalget for Blefjell) (øverst). Som det fremgår ble bestanden betydelig redusert på 2-3 år og hadde ingen vekst i 2009, noe som trolig også var tilfelle i 2012 (J. Howlid pers. medd.).



Figur B. Kart fra Skisporet.no Flesberg kommune, som viser de løypemaskinpreparerte skispo-
rene på Blefjell i grått sør-øst for Høg-Ble. I de fire jaktfeltene markert gult (1,2,8 og 10) belig-
gende i nord-vest, oppholder fostringsflokken seg i vinterhalvåret. Jaktstatistikken viser de siste
10 år at 92 % av reinen felles i disse 4 jaktområdene, mens de 4 jaktfeltene i sør-øst ikke har
felle dyr hvert år (kart og kommentar tilsendt fra Jørn Howlid).

2 Villrein – bestandsregulerende faktorer

Bestandstetthet, kondisjon, predasjon, forstyrrelser, sykdom, insektstress og ytre, klimatiske forhold (stokastiske variabler) er viktige faktorer som kan påvirke dødelighet og reproduksjon i en villreinbestand. Bestandens tetthet kan influere dyrenes kondisjon, og derved hvor utsatt de er for predasjon og sykdom. Dyr i dårlig kondisjon er heller ikke godt rustet til å motstå episoder med dårlig vær. Rekrutteringen henger nøye sammen med flere av disse faktorene. Hos bl.a. gressetere er det vist at størrelsen på hunndyrene er bestemmende for om de får kalv eller ikke (se for eksempel Cameron & Ver Hoef 1994, Sæther m.fl. 1996). Det er også vist at kalveoverlevelsen hos små individer er lavere enn hos store (Clutton-Brock m.fl. 1996).

Både høy individtetthet og vinterklima kan påvirke kroppsvekta hos gressetere. Hos tamrein i Finnmark bar små simler i mindre utstrekning enn store fram kalv, og de minste simlene hadde også de minste kalvene. Undersøkelsen viste at årsaken til høy dødelighet hadde sammenheng med ekstreme værforhold om vinteren og begrenset beitetilgang (Tveraa m.fl. 2003a). Mye tyder på at det også er kompensatoriske mekanismer når det gjelder forholdet mellom begrenset næringstilgang og predasjon, dvs. at økt dødelighet som følge av predasjon kan bidra til å redusere dødeligheten som skyldes for lite og dårlig fôr, slik at den totale dødelighetsraten, så vel som rekrutteringen i bestanden, forblir konstant (Bartmann m.fl. 1992). Tilsvarende kompensatoriske tendens syntes å gjelde for tamrein i Finnmark, hvilket kan bety at kalvepredasjon har begrenset effekt på demografi og bestandsdynamikk (Tveraa m.fl. 2003b). I små bestander, og som er i god kondisjon, med lav naturlig dødelighet, vil den direkte og negative effekten av predasjon vil da være større og kan bidra til å redusere tilveksten i bestanden tilsvarende. Vi har pr i dag lite data som dokumenterer slike eventuelle effekter av predasjon i villreinstammene. Som forskningstema har dette interesse men vil være både kostnadskrevende og feltteknisk vanskelig å dokumentere

2.1 Betydning av beite- og funksjonsområder

Rein har en kompleks utnyttelse av sine leveområder i tid og rom. Topografi og andre landskapselementer, samt en sesongvis og romlig fordeling av tilgjengelige beiteressurser, er viktige faktorer som forklarer klauvdyrenes områdebruk generelt (Fryxell m.fl. 1988). Villrein har en nomadisk atferd ved at dyrene gjennom året beveger seg langs lange miljøgradienter, fordi de til enhver tid forsøker å være der beitet er best. Dette illustreres godt om våren når reinen søker ned i lavlandet på søk etter snøfrie områder. Ut over forsommeren og høsten trekker de oppover mot fjellet etter hvert som snøen smelter, og kan på denne måten hele tiden finne grønne spirer og unge, næringsrike skudd. Miljøgradienten fra lavland til høyfjell gir m.a.o. dyrene mulighet til grønt og proteinrikt fôr i en mye lengre periode enn de ville hatt i et ensartet, flatt landskap. Det er avgjørende for reinen at den i løpet av sommermånedene kan bygge muskelmasse gjennom tilgang på proteinrikt fôr i tillegg til å bygge fettreserver til å møte vinteren med. Lav, som er det primære vinterfôret, gir god overlevelse ved at dyrene tilføres energi nok til å holde tritt med forbrenningen. Uansett hvor mye lav de finner klarer reinen imidlertid ikke å bygge muskelmasse på denne dietten.

De relativt små, norske villreinbestandene skiller seg i vesentlig grad fra de store subarktiske villrein- og cariboubestandene ved at de er henvist til små leveområder fordi de opprinnelige, store leveområdene over tid har blitt oppsplittet av veier, bebyggelse og andre inngrep (Bevanger & Jordhøy 2004). Det eneste villreinområdet i Norge som i dag regnes å være så stort at reinen kan sies å ha et "syklisk" eller migrerende arealbruksmønster, er Hardangervidda (Strand m.fl. 2006).

2.2 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer

Det er gunstig for reinen at avstanden mellom forskjellige sesongbeiter er så liten som mulig slik at områder med optimal beitekvalitet til enhver tid er innen rekkevidde. Villrein er derfor sårbar for fysiske inngrep i naturen og forstyrrelser forårsaket av menneskelig ferdsel. De siste 20-30 årene er det kommet mye ny kunnskap om hvilke biologiske og økologiske mekanismer og prosesser forstyrrelser berører og må knyttes opp mot (se f.eks. Frid & Dill 2002). Forstyrrelsesfaktorer har tradisjonelt vært forbundet med støy, f.eks. fra luftfartøy, bil- og snøscootertrafikk. Ulike former for friluftaktiviteter har imidlertid stadig blitt mer aktualisert. I forhold til naturinngrep er det særlig barriereeffekter av tekniske konstruksjoner som kraftledninger, rørledninger og hyttebygging, samt inngrep i form av kunstige vannmagasin og veier som har vært i fokus (Bevanger & Jordhøy 2004).

Studier av reinens respons på menneskelige forstyrrelser har tradisjonelt benyttet to tilnæringsmåter (Reimers & Colman 2006). Tidligere var det særlig direkte observasjoner av atferd- og eller fysiologisk respons hos enkeltindivider eller grupper av individer som ble studert. Etter hvert begynte man også å se på indirekte effekter på bestandsnivå, f.eks. om en kunne finne indikasjoner på om forstyrrelser påvirker den regionale områdebruken i den forstand at enkelte områder med stor forstyrrelsesgrad blir unngått, og at områder med mindre forstyrrelse får økt beitetrykk. Disse to tilnæringsmåtene har til dels vist seg å gi nokså forskjellige svar på hvordan reinen reagerer på forstyrrelser (Hagen m.fl. 2007).

2.2.1 Motorisert ferdsel

Blant spesielle forstyrrelsesfaktorer som har vært undersøkt er støy fra fly (Dufour 1980, Reimers 1984, 1986, Harrington & Veitch 1991, 1992, Langvatn & Andersen 1991, Berntsen m.fl. 1996, Maier m.fl. 1998, Flydal m.fl. 2001). Tidlige forsøk på å dokumentere effekter av denne type forstyrrelser var i all hovedsak rettet mot atferd eller fysiologiske responser på ulike stimuli, f.eks. aktivitet og fryktatferd eller endringer i fysiologisk status som hjertefrekvens eller forbrenning (metabolsk aktivitet). Denne type undersøkelser kan ha sine fordeler ved at det er mulig å knytte responser til enkeltstimuli eller visse typer forstyrrelser.

I forhold til effekten av luftfartøy spriker resultatene ganske mye. Enkelte har funnet at overflygning har en effekt i forhold til økt aktivitet hos dyrene, andre er kommet til motsatt resultat (Wolfe m.fl. 2000). Det er imidlertid en utbredt oppfatning at lavtflygende helikoptre, småfly og jettfly kan skremme rein (Miller 2003). De bestandsmessige konsekvensene av forstyrrelser, fra f.eks. luftfartøy, kan imidlertid være helt forskjellige avhengig av eksponeringstidspunkt og hvilke individkategorier det er snakk om. Eksempelvis vil kalver født i et område med rovdyr kunne bli utsatt for langt hardere beskatning enn kalver født i et område uten rovdyr, hvis simlene blir skremt (Harrington 2003).

2.2.2 Friluftsliv, hyttebygging

De siste 25-30 årene har effekten av økt ferdsel og nye former for friluftslivsaktiviteter blitt mer fokusert (f.eks. Boyle & Samson 1985), bl.a. hundekjøring og skikiting. I forhold til slike aktiviteter er det generelt registrert negative atferdsresponser i form av at dyrene har endret oppførsel relatert til hvile, årvåkenhet og næringsinntak (se f.eks. Lott & McCoy 1995, Stockwell m.fl. 1991). Pruitt (1979) fant at villrein forlot vinterområdene når omtrent 70 % av snøoverflaten var berørt av spor fra mennesker. Økoturisme kan virke forstyrrende på næringsatferden hos caribou om vinteren; tiden dyrene bruker til å spise, hvile og drøvtygge går ned i nærvær av turister (Duchesne m.fl. 2000). Denne undersøkelsen viste også at effekten av turister syntes å avta utover vinteren, noe som kunne tyde på en habituering til mennesker. Klauvdyr er imidlertid generelt ikke antatt å ha lett for å venne seg til forstyrrelser initiert av mennesker (Bleich m.fl. 1990, Côté 1996).

Flere studier bekrefter at kanalisering av ferdselen i stor grad påvirker bruken av terrenget, spesielt på vinterføre. I en undersøkelse fra Rondane (Vorkinn 2003) svarte 80 % av hytteeierne at de alltid gikk i oppkjørte løyper, og i områder med godt oppkjørt løypenett var det bare 1-8 % som gikk utenfor løypene. Ca. 30 % oppga at de av og til gikk utenom oppgatte stier om sommeren. Vellykket kanalisering vil nødvendigvis ha utgangspunkt i hva som er naturlige turmål i et område, dvs. at det vil være vanskelig å styre ferdsel bort fra attraktive turmål. Forhold som styrer ferdselsnivået i tilknytning til hytteområder er hyttestørrelse, vinterbrøyting og plassering av hyttefeltene i forhold til potensielle konfliktområder (Vorkinn 2003).

I Norge er det etablert et stort nettverk av turstier blant annet av Den Norske Turistforening. Undersøkelser indikerer at turstier kan medføre unnvikelseeffekter for reinen, og på den måten snevre inn tilgjengelige beitearealer. Effekter av vinterturisme på Hardangervidda indikerer at reinen foretrekker å beite i områder der mennesker ikke kan se den, eller reinen ikke kan se mennesker (Hagen 2002). Det er også gjort undersøkelser som sammenligner effekter av skiløpere og kjøring med snøscooter (Reimers m.fl. 2003). Undersøkelser i Setesdal-Ryfylkeheiene viste ingen forskjell på atferdsrespons hos rein i forhold til skiløpere og snøscootertrafikk. En viktig konklusjon var at hvis dyrene ble skremt 3 ganger daglig i perioden mellom vinterferie (februar) og påske (april) så ville dette kun medføre moderate energitap det var uproblematisk å kompensere for.

Det finnes mange hytter i Blefjellområdet. På oppdrag fra Notodden kommune ble det i 2004 laget en rapport som oppsummerer eksisterende kunnskap om forstyrrelser og villrein i området, samt gir en vurdering av konsekvenser av videre arealbruk (Jordhøy & Strand 2004). En av rapportens konklusjoner er at: *"På et villreinfaglig grunnlag og ut ifra det totale forstyrrelsesbildet i Blefjell er terskelen for det reinen tåler av forstyrrelser trolig nådd. Derfor vil en klart og entydig fraråde ytterligere bygging av hytter i alle områdene som grenser opp mot det definerte leveområdet til villreinen på Blefjell. Området Helleberg-Norstul i sør vil for eksempel ved økt hyttebygging ha potensiale til å kunne generere ytterligere forstyrrelse inn i sentrale deler av reinens funksjonsområder, som ligger i kort avstand fra hytter og tilhørende infrastruktur"*.

Reimers (2008) skriver at *"Etter at denne rapporten ble publisert (dvs. Jordhøy & Strand 2004) er det endringer i to forhold som burde tilsi en noe mer moderat konklusjon med hensyn til turistutbygging og forholdet til villrein i Blefjell"*. Reimers viser for det første til NINA Temahefte 27 – *Villrein og samfunn* (Andersen & Hustad 2004) der det foreslås en differensiert arealforvaltning med 9 nasjonale villreinområder (Snøhetta Knutshø, Rondane, Sølnekletten, Forollhogna, Hardangervidda, Nordfjella, Setesdal-Ryfylke og Ottadalsområdet). Som en naturlig følge av dette mener Reimers (2008) at *"arealforvaltningen i de øvrige villreinområdene i større grad kan hensynta øvrige samfunnsinteresser"*. Han viser videre til forskningsresultater fra Universitetet i Oslo som konkluderer med at *"villreinens evne til habituering og tilpasning til menneskelig virksomhet nok er større enn det som hevdes av Nellemann, Vistnes og medarbeidere e.g. (Nellemann m.fl. 2003, Vistnes 2008)"*. Som støtte for dette viser Reimers til Reimers m.fl. (2000, 2003, 2006, 2007, 2009), Lurås & Flaget (2006) og Reimers & Colman (2006).

Reimers (2008) sammenlignet hvor sky villrein på Blefjell er i forhold til Hardangervidda gjennom datainnsamling sommer, høst og vinter i 2004-2006. Dette ble gjort ved å se på vaktomsatferd og frykt- og fluktavstand (Reimers 2009). Resultatene viste en signifikant forskjell i vaktomsatferd, med hyppigere vaktomsatferd på Hardangervidda sammenlignet med Blefjell. Frykt- og fluktavstandene var også forskjellig og gjennomsnittlig fluktavstand på Hardangervidda var om vinteren 300 m mens den var 200 m på Blefjell. Også for de andre årstidene var reinen på Hardangervidda mer sky enn på Blefjell. Reimers konkluderer med at årsaken til at reinen på Blefjell er mindre vaktomsatferd er at *"Det er derfor grunn til å anta at endringer i atferd skyldes habituering (tilpasning) som følge av hyppig kontakt med mennesker"*.

2.2.3 Vannkraftutbygging

Vannkraftutbygging kan ha negative følger for villrein. Forstyrrelser som følge av selve anleggsvirksomheten kan skremme dyrene unna, i tillegg til at kunstige vannmagasin på sikt kan medføre mindre bruk av områdene i nærheten av disse (Mahoney & Schaefer 2002). Viktige beitearealer og funksjonsområder som kalvingsplasser kan bli neddemt når kunstige vannreservoar etableres, og trekkruiter kuttes. Indirekte effekter er ofte knyttet til bygging av anleggsveier og at avsidesliggende fjellområder som tidligere var forbeholdt rein, åpnes for allmenn ferdsel og hyttebygging. I Norge finnes flere eksempler på uheldige konsekvenser for reinen av vannkraftutbygging, bl.a. i Setesdal-Ryfylkeheiene og Snøhetta (Skogland 1983, 1986 a, b, 1994 a, b, Skogland m.fl. 1981, Bevanger m.fl. 2007). Regulering av Møsvatn er antatt å ha ført til at reinen i Brattefjell-Vindeggen er blitt isolert fra Hardangervidda (se kap. 1.2).

2.2.4 Kraftledninger og vindturbiner

Det er ulike syn på hvilke effekter kraftledninger og vindturbiner har på villrein. En av konklusjonene i REIN-prosjektet (NFR 2002) var at kraftledninger ikke synes å ha større innvirkning på reinens arealbruk lokalt (Flydal & Reimers 2002), men at slike lineære strukturer kan føre til regionale effekter ved at arealer nær kraftledningene over tid blir mindre beitet enn områder noen kilometer unna ledningene (Nellemann m.fl. 2002). I de senere år har det også vært økt fokus på hvorvidt vindkraftverk representerer et problem for rein (Eftestøl m.fl. 2004, Colman m.fl. 2012).

Hvorvidt rein registrerer støy fra kraftledninger (og vindturbiner) har vært testet under kontrollerte betingelser. Rein oppfatter slik støy, men mennesker hører slik støy bedre enn rein i størstedelen av frekvensområdet. At rein oppfatter støy fra kraftledninger og vindturbiner er ikke ensbetydende med at støyen virker forstyrrende (Flydal & Reimers 2002). Atferdsrespons hos to rein fra forskjellige tamreinflommer (henholdsvis Vågå tamreinlag og Kautokeino) ble testet av Flydal & Reimers (2002). De to dyrene var innhegnet i tilknytning til en kraftledning mellom Lesja og Vågå, og det ble ikke funnet indikasjoner på at kraftledningen førte til økning i urolig atferd.

REIN-prosjektet konkluderte også med at det er betydelige toleranseforskjeller hos forskjellige bestander av tam- og vill rein (og caribou). Men alle studier av rein med forskjellig tamhetsgrad har påvist unnvikelses- og barriere-effekter av kraftledninger. På grunn av variasjoner i tamhetsgrad kan det forventes effekter på rein i intervaller fra 2-4 km fra kraftledninger. Studier indikerer imidlertid at unnvikelsessoner i skog er opp mot 75 % mindre enn på fjellet. Det er følgelig viktig at effekter av terreng (topografi) og vegetasjon tas i betraktning.

En undersøkelse fra Ottadalsområdet (Reimers m.fl. 2007) står i kontrast til resultater fra undersøkelser gjort de senere årene, og som har indikert sterk barriere- og avvisningseffekt i forhold til reinens beiting- og trekkatferd av tilsvarende kraftledninger i alpine områder. Reaksjonene hos rein ble sett på i forhold til en 66 kV kraftledning. Data hentet fra flyobservasjoner og fra bakken over en periode på 31 år viste at reinen krysset under ledningen og beitet både under og på begge sidene av den i 14 av de 22 observasjonsårene (63,6 %). Observasjonene ble bekreftet gjennom måling av lavmengden i områdene. Målingene indikerte at laven ble mer beitet på ryggen nær og under kraftledningen sammenlignet med områder inntil ca. 3 km på begge sider. Dette vinterbeitemønsteret reflekterer trolig den kanalisierende effekten ryggene har på reinsdyrene langs en 8 km vid topografisk korridor i tilknytning til kraftledningen og kan derfor ikke knyttes til selve kraftledningen. Reimers m.fl. (2007) fant at direkte målemetoder, dvs. enten at en så dyrene eller fant dem ved å benytte GPS-telemetri, ga mindre tvetydig informasjon for å teste barriere- og avvisningseffekter enn indirekte data som måling av lavmengde, som kan bli påvirket av flere miljøvariabler som er vanskelig å kontrollere, og som ikke er knyttet til reinbeiting. Det er derfor nødvendig med flere undersøkelser - på ulike kate-

gorier kraftledninger. Det er bl.a. naturlig å tenke seg at det kan være store forskjeller på effekten av f.eks. en 66 kV og 320 kV ledning i forhold til rein.

2.2.5 Vei og biltrafikk

Mulige effekter av vei og biltrafikk på villreinsens områdebruk i tid og rom, var bakgrunnen for en undersøkelse på Hardangervidda der radioinstrumentert rein ble fulgt i en 5-årsperiode (Strand m.fl. 2006). Resultatene viste at reinsens bruk av nærområdene til veien var redusert i områder som ligger nærmere enn 8 kilometer. Topografi og høyde over havet påvirket også områdebruken, men den viktigste faktoren så ut til å være veien. Data fra dyr med radiosendere og beitekartlegging viste at det er betydelige beitearealer i flere av randområdene på Hardangervidda som er lite i bruk. Deler av disse er også rike på vinterbeiter.

Resultatene viste en økning i lavhøyde og dekningsgrad for de viktigste beitelavene på Hardangervidda i perioden 1984-2003. Generelt var lavbiomasse og gjenvekst størst i randsonene. Beitesituasjonen i nærområdene til Rv7 ble undersøkt både ved hjelp av fjernmålingsteknikker og målinger på bakken. Analyseresultatene synes entydige når det gjelder påvisbar avvisningseffekt av Rv7 på villrein. Avvisningen var også målbar i reinsens vinterbeiter innen avstander fra 0-8 km fra veien. Det var en statistisk sikker sammenheng mellom tettheten av rein og biomasse av beitelav i vinterbeiteområdene nær Rv7. Resultatene indikerer en svakere sammenheng mellom avstand til veien og mengde beitelav enn det en finner i forhold til tetthet av rein. Dette var som forventet i og med at det er mange faktorer som sammen påvirker gjenvekst og vekstforhold i lavmatta. I tillegg kommer at effektene av sterk beiting er forventet å være synlige etter mer enn 20 år, mens GPS-datasettet kun viste reinsens arealbruk gjennom den siste 5-årsperioden (Strand m.fl. 2006).

2.2.6 Jakt

De siste 100 år har rovdyr spilt en marginal rolle i forhold til villrein, i og med at det ved forrige århundreskiftet bare var svært små bestander igjen av de store rovdyrartene. Mennesket har overtatt den økologiske rollen store rovdyr som eksempelvis ulv hadde tidligere. Uttak i forbindelse med jakt har derfor blitt den dominerende dødelighetsfaktoren for rein og er et nødvendig forvaltningsinstrument for å balansere bestandsstørrelsen i forhold til ressursgrunnlaget. Miljøforvaltningen har stort fokus på hvordan villrein og hjortevilt bør forvaltes til beste for samfunnet (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Sammen med data fra overvåkningsprogrammet for villrein har den lokale og regionale viltforvaltningen som oppgave å fastsette kvoter for antall dyr som årlig kan tas ut. Til tross for dette kvalitativt gode systemet vil det fra tid til annen oppstå problemer i forhold til at det blir tatt ut for få dyr eller at det på grunn av jegerseleksjon blir tatt ut individer som kan påvirke den videre utviklingen i bestanden på en uønsket måte.

2.3 Konsekvenser av menneskeskapte påvirkningsfaktorer

For å forstå hvilken betydning forstyrrelser av dyr kan få, er det viktig å forstå hvilke muligheter det enkelte individ har til å søke vekk fra forstyrrelseskilden. Når et dyr forflytter fra forstyrrede områder får dette konsekvenser for de tetthetsavhengige prosessene som bestemmer individuell overlevelse (Gill m.fl. 1996). Fordelingsmønsteret hos individer som er forstyrret vil avhenge både av risikoen knyttet til forstyrrelsen, og de tetthetsavhengige konsekvensene av å dra til et alternativt oppholdssted. Stor individtetthet vil med andre ord gi det enkelte individ liten mulighet til å skifte beite, mens lav tetthet gjør det lettere for enkeltindivider å skifte beite.

Rein forbruker mye energi når den stresses og må flykte fra noe den opplever som en trussel (Geist 1981, Prestbakmo & Skjenneberg 1991). Det ekstra energiforbruket vil variere med faktorer som forstyrrelsens karakter og varighet, samt kvantitet og kvalitet på beiteområdene. Ef-

fektene vil også være årstidsavhengig og forstyrrelser om våren, når reinen befinner seg i en tilstand med negativ energibalanse, vil i særlig grad kunne få uheldige konsekvenser for simler som skal kalve. Tilsvarende vil forstyrrelser under brunsten (september-oktober), som krever stort energiforbruk hos bukkene, kunne gi uheldige utslag.

Det er vanskelig å koble effektundersøkelser av forstyrrelser og inngrep til spesifikke effekter på bestandsnivå, dvs. der effektene uttrykkes som redusert vekst, overlevelse eller reproduksjon. Den generelle oppfatning i forhold til villrein er at den har et bredt spekter av responser og at dyrene helst unngår områder med moderat til høyt forstyrrelsesnivå, slik at områder uten eller med små forstyrrelser blir mer utnyttet og får økt lokalt beitetrykk. Det er imidlertid mange faktorer som vil bidra til å modifisere slike atferdsresponser. Reinsdyr i en tett bestand vil reagere mindre på forstyrrelser enn dyr i en glissen bestand. Det vil i praksis bl.a. si at en avvisningssone hos rein kan være flere kilometer i et område med lite rein, mens samme sone kan være noen hundre meter hvis bestanden er stor.

I tillegg er det viktig å forstå habitatbruken i lys av bl.a. leveområdenes størrelse, tilgjengelighet og topografi. Under gitte betingelser er effektene av forstyrrelser og barrierer langt mindre enn i andre sammenhenger. Naturlig nok vil dyrene ha lettere for å søke til nye og alternative områder hvis slike finnes når graden av forstyrrelse øker. Som tidligere påpekt vil f.eks. reinen kunne reagere forskjellig avhengig av om den befinner seg i skog eller på snaufjell. Effekten av forstyrrelser er også avhengig av årstid og sosial struktur i bestanden eller flokken; dyr av ulik alder og kjønn har ulik sårbarhet overfor inngrep og forstyrrelser gjennom året. Det er generelt akseptert at all rein er mest sårbar om våren, dvs. i kalvingsperioden, og at simler med kalv er mer lettskremt enn bukk.

Et viktig prinsipp er at ikke-dødelige forstyrrelsesstimuli forårsaket av mennesker i praksis innebærer det samme som faren for å bli tatt av rovdyr (predasjonsrisiko). Bakgrunnen for dette er at dyrenes reaksjoner både i forhold til forstyrrelser og faren for å bli tatt av rovdyr stjeler tid fra andre aktiviteter som bidrar til å øke overlevelsen ("fitness-økende aktiviteter", dvs. aktiviteter som bidrar til økt individuell overlevelse) som beiting, omsorg for avkom og reproduksjonsatferd (Frid & Dill 2002). Konsekvenser av forstyrrelser kan derfor betraktes som avveininger i forhold til hva dyrene skal gjøre: f.eks. velge å forbli i et godt beiteområde med mye forstyrrelser (rovdyr) og utsette seg selv for denne faren, eller dra til et annet leveområde med dårligere beite og større konkurranse om ressursene, men hvor faren for å bli tatt av rovdyr er mindre. En slik tilnæringsmåte kan benyttes både til å finne ut om forstyrrelse virker begrensende på antall individer som benytter et område, og til å forutsi lokal endring i antall individer som en forstyrrelsesendring kan føre til (Gill & Sutherland 2000). Forstyrrelsesresponser hos dyr er med andre ord dynamiske prosesser som er avveininger mellom konsekvenser av forstyrrelser og kostnader knyttet opp mot økt bestandstetthet og konkurranse om ressurser i uforstyrrede områder (Gill m.fl. 2001 a,b, Frid & Dill 2002).

2.4 Insektstress

Rein er utsatt for en rekke parasitter, hvorav de mest kjente er svelg- og hudbrems. Kraftige angrep av brems kan redusere dyrenes overlevelse betydelig, da et stort antall bremslarver "stjeler" og forbruker mye av den energien som reinen trenger for å bygge opp og vedlikeholde egen kondisjon. Ikke minst gjelder dette kalver. Reinen blir stresset når det er brems i nærheten, og dyrene «gjør alt» for å unngå å bli infisert; de er i stadig bevegelse, springer opp i høyreliggende områder hvor det er kjøligere luft og der bremsefluene er mindre aktive. Svelgbremsen søkes unngått ved at de holder mulen ned mot bakken og delvis gjemmer den i lyngen. Men helst søker dyrene opp til snøbreer og står der til det blir kveld og luften svalere. Under slike forhold vil reinen ofte beite om natta (Bevanger & Jordhøy 2004). Villreinområder uten, eller med små høyfjellsarealer, kan i varme somre følgelig by på problemer for dyrene ved at de har små muligheter til å slippe unna brems og mygg, og resultatet antas å kunne føre til redusert kondisjon.

2.5 Klima og ulykker

Leveområdene for villrein er fra tid til annen utsatt for ekstreme værforhold. Store snøfall og sterk vind kan i løpet av kort tid skape stor snøskredfare, og det er en rekke eksempler på massedød av rein i tilknytning til ras. I 2006 mistet nærmere 250 dyr livet i Snøhetta Vest (Andersen m.fl. 2007), og i 2010 ble 177 dyr tatt av snøskred i Nordfjella. De 250 dyrene i Snøhetta Vest utgjorde omkring 40 % av hele bestanden. Episoder med mildvær og regn om vinteren kan også skape store problemer for villrein ved at tykk is gjør det umulig å grave seg ned til beiteplantene. Hvis IPCC sine klimascenarier slår til, kan det forventes et varmere og stort sett våtere klima her i landet i årene fremover, med episoder med til dels ekstreme nedbørsmengder. Dette vil kunne få konsekvenser også for villrein. Forskningsopplegg med utgangspunkt i klima og effekter av miljøgradienter i norske villreinområder i forhold til beitegrunnlag, bør derfor få økt prioritet. Fokus på eventuelle forskjeller i kondisjonsutvikling, overlevelse og reproduksjon hos rein i vestlige og kontinentale deler av landet bør i denne sammenheng studeres. Fuktige og varmere klima vil også øke faren for at parasitter og sykdom skal påvirke bestandsutviklingen i flere områder.

2.6 Emigrasjon/immigrasjon

Flere av de 23 forvaltningsområdene for villrein ligger forholdsvis tett inntil hverandre og er ikke atskilt av det som kan karakteriseres som absolutte barrierer, men «halvbarrierer» som kan forseres under gitte betingelser. Radioinstrumentert villrein på Hardangervidda har for eksempel vist å kunne komme over til Setesdals-Ryfylkeheiene og tilbake (Luell m.fl. 2005). Derfor er det teoretisk og praktisk mulig at villreinstammen i et område både kan få tilførsel og avgang av dyr på denne måten. Enkelte villreinområder ligger tett inntil områder med tamreindrift hvor det også kan tenkes utskiftning av dyr. Dette gjelder for eksempel Forollhogna og Ottadalsområdet (Bevanger 2005, Bevanger m.fl. 2007). Villreinforvaltninga her må med andre ord ta i betraktning både innvandring og utvandring når bestandsmessige forhold skal vurderes, selv om det normalt er de to hovedparametrene - dødelighet og rekruttering/reproduksjon - som har størst innflytelse på bestandsutviklingen.

Brattefjell-Vindeggen, Norefjell-Reinsjøfjell og Blefjell var tidligere del av Setesdal-Ryfylkeheiene, Hardangervidda og Nordfjella. Disse tre små forvaltningsområdene har blitt stadig mer isolert fra Hardangervidda i løpet av de siste 100 årene av flere årsaker, og de gamle trekkveier til og fra Hardangervidda er nå mer eller mindre sperret av infrastruktur og menneskelig ferdsel. Det har imidlertid vært spekulert i om det har foregått uregistrert utveksling av dyr. Midtvinters, særlig i desember-januar, er det lite trafikk og dårlig vær i fjellet slik at spor etter rein noen ganger blir oversett. Det har derfor vært gjort forsøk på å se om DNA-analyser kan gi svar på om det har vært utveksling av dyr. Røed (2009) analyserte henholdsvis 24 og 37 prøver Blefjell- og Norefjell-Reinsjøfjellrein skutt under jakta. Resultatene viste at begge bestandene har noe redusert genetisk variasjon og var preget av genetisk drift (som kan gi redusert genetisk variasjon). Reinen på Norefjell er genetisk mest lik tamrein, mens reinen på Blefjell er genetisk mest lik reinen på Hardangervidda. Det er derfor ønskelig med innvandring av rein fra Hardangervidda til Blefjell for å motvirke en genetisk utarming. Et alternativ vil også være å innføre dyr til Blefjell (Røed 2009).

3 Predasjon som bestandsbegrensende faktor

Med bakgrunn i generell rovvilt-byttedyr teori kan vi anta at effekten av rovdyr på en byttedyrbestand er avhengig av 1) antallet rovdyr, 2) hvor mange byttedyr hvert rovdyr slår (predasjonstakt) og 3) hvilken kapasitet (reproduksjonsrate og tetthet) en byttedyrbestand har til å tåle tapet (se for eksempel Solberg m.fl. 2003). Avhengig av størrelsen på disse komponentene kan predasjon fra ulv, jerv, bjørn, gaupe og kongeørn i prinsippet medføre alt fra liten effekt

til total utryddelse av en byttedyrbestand fra et område. Minst effekt på en byttedyrbestand vil store rovdyr ha 1) i områder med høy byttedyrtetthet og/eller høy byttedyrproduktivitet, 2) der andre forhold enn matmangel begrenser antall rovdyr (f. eks. jakt), 3) der rovdyr foretrekker å slå alternative byttedyrarter eller 4) der byttedyrbestander har utviklet en effektiv anti-predator strategi, eksempelvis migrasjon hos reinsdyr.

Data fra studier av aktuelle rovviltarter og byttedyr i inn- og utland viser at den samlede effekten av store rovdyr på norske hjorteviltbestander er forventet å være lav i forhold til effekten av jakt og andre menneskerelaterte aktiviteter (vei, jernbane). Dette skyldes først og fremst at tettheten av store rovdyr er lav, mens tettheten av hjortevilt er historisk høy. Samtidig er tilvekstraten (produktiviteten) i hjorteviltbestandene høy bl.a. som følge av rettet avskyting (dreining av kjønnsraten i bestanden mot en overvekt av produktive hunndyr).

Norge har en aktiv forvaltning av store rovdyr basert på konkrete politiske målsetninger om størrelse på bestandene. Ved Stortingets behandling av St. meld.15 ble det fastsatt bestandsmål for gaupe, ulv, jerv og brunbjørn. Målsetningene om å ha et visst antall reproduserende individer av de store rovdyrene i Norge innebærer at det er nødvendig å kombinere vern av rovdyr med tilstedeværelse av beitedyr. Dette har bl.a. ført til konflikter med sau- og tamreinnæringen som årlig opplever betydelige tap til rovdyr. I forhold til tamrein er det særlig jerv og gaupe som har vært skadegjørere, men også kongeørn har i enkelte områder tatt mange dyr. I naturlige økosystem er rein et naturlig byttedyr både for jerv, gaupe, ulv og til dels bjørn. I forhold til kongeørn er det fremdeles usikkert i hvilket omfang denne predaterer villrein. Generelt antas at det i hovedsak er kalver om våren som tas. Store beitearealer gjør det imidlertid vanskelig å finne igjen døde dyr og få god kadaverdokumentasjon, og i de tilfeller kadavre eller bare rester av døde dyr blir funnet, er det nesten umulig å fastslå sikker dødsårsak.

Det foreligger mange undersøkelser som har forsøkt å kartlegge kalvetap hos tamrein og caribou (f.eks. Miller & Broughton 1974, Clausen m.fl. 1980, Pulliainen 1980, Skogland 1989, Bjärvall m.fl. 1990, Mahoney m.fl. 1990, Whitten m.fl. 1992, Roffe 1993, Adams m.fl. 1995, Linnell m.fl. 1995, Young & McCabe 1998, Heggberget 1998a og b); i Norge har det særlig vært fokusert på tamrein (f.eks. Frengen m.fl. 1975, 1983, Karlsen 1978, Pedersen m.fl. 1999, Nybakk m.fl. 1999, 2002, Jacobsen m.fl. 2004). Reimers (2005) har funnet en gjennomsnittlig kalvedødelighet beregnet som tap fra tiden umiddelbart før fødsel til første halvdel av juni i Norefjell-Reinsjøfjell (1994-2004) på 17,9 %.

3.1 Kongeørn

Kongeørn hekker over det meste av Norge, men opptrer bare sporadisk i den sørøstlige delen av Norge og i Sør-Sverige (Gjershaug m.fl. 1994). Dette bildet har ikke endret seg vesentlig de siste 20 årene, men bestanden har økt i artens tradisjonelle utbredelsesområde (J.O. Gjershaug pers. medd.). Arten hekker i skogsområder og fjelltrakter over det meste av landet, og fjellnære skogsområder er spesielt viktige hekkehabitater. Den finnes også langs kysten, og da spesielt på mange av de større øyene.

Bestanden ble i 2008 anslått til 1176-1454 territoriehevdende par. Gjennomsnittlig produserer disse parene 0,5 unger årlig (dvs. som overlever frem til de klarer å fly). Stortinget har fastsatt at det nasjonale bestandsmål for kongeørn skal ligge mellom 850-1200 hekkende par, uten at regionale bestandsmål er fastsatt. Da arten ble fredet i Norge i 1968 var bestanden trolig på sitt laveste nivå i moderne tid, med et anslag på mellom 344 og 524 territorielle par av voksne individer. Etter fredningen har bestanden økt cirka tre prosent i snitt hvert år frem til i dag.

Bestandsutviklingen hos kongeørn i Norge er over mange år blitt overvåket ved å kartlegge hekketerritorier over hele landet. Fra våren 2012 er det i tillegg satt i gang en intensiv hekkeovervåking av arten i flere utvalgte områder. Overvåkingen og kartleggingen av nåværende og tidligere hekketerritorier blir også kalt den *ekstensive* overvåkingsdelen. Overvåkinga skal gi

grov informasjon om endringer i artens bruk av leveområder. Gjennom denne overvåkingen er det også lagt opp til at det i framtida, i intervaller på for eksempel ti år, skal kunne oppdages eventuelle endringer i antall territorier som er i bruk.

I tillegg til den ekstensive overvåkingsdelen ble det våren 2012 iverksatt en såkalt *intensiv* overvåking. Det er valgt ut tolv ulike områder for intensiv overvåking (**Figur 7**). De utvalgte områdene sikrer god geografisk spredning langs nord-sør-gradienten og øst-vest-gradienten i Norge, og inkluderer kystnære bestander. I 2012 ble overvåkingen iverksatt i de fleste av områdene, og målsettingen er at de resterende områdene skal inngå fra 2013. I hvert av områdene vil det over tid bli fulgt opp cirka 15 faste territorier innenfor et område med radius på cirka 50 kilometer.

Kongeørn lever i første rekke av mellomstore pattedyr, i første rekke hare. Hønsefugl (rype, storfugl og orrfugl) er hovednæringen i innlandsområdene. Rester etter reinkalver og lam ligger også ofte i tilknytning til kongeørnreir, men da ørnene spiser åtsel, er det ofte vanskelig å si i hvilken utstrekning ørna selv har tatt disse byttedyrene (Haftorn 1971). Reinkalver er mest sårbare i forhold til predasjon fra kongeørn de første leveukene. Det er imidlertid usikkert i hvor stort grad dette påvirker bestandsdynamikken til villrein. Ørnas jaktteknikk varierer, og det kan synes som om enkeltindivider er i stand til å bli spesialister på å ta rein.

Det er godt dokumentert at ørn dreper tamrein (Nybakk m.fl. 1999, 2002). I Finnmark har det til dels vært utbetalt store erstatninger som følge av påstått predasjon fra kongeørn på tamrein, men det er uenighet om omfanget mellom reindriften og forvaltningen (Jacobsen m.fl. 2004, 2011, Johnsen m.fl. 2007). I en undersøkelse i finsk Lappland ble 621 kalver merket med dødelighetssendere. I alt ble 43 døde kalver funnet. Predasjon var årsak til 55 % og 52 % av total dødelighet i 1997/98 og 1998/99. Kongeørn var den viktigste predatoren og sto for 40 % av total dødelighet og 74 % når det gjaldt predasjon. Andre predatorer var gaupe (7 %), brunbjørn (5 %) og rødrev (2 %) (Norberg m.fl. 2006). Dyrene var mest utsatt for å bli tatt av kongeørn når de befant seg i åpne, alpine områder, noe som stemmer med det Nybakk m.fl. (1999) observerte.

Strand (2007) gjorde flere observasjoner av ørn som angrep og/eller predaterte reinsdyr på Hardangervidda. Observasjonene omfattet både kalver om våren og eldre dyr om vinteren. Både funn av drept rein, og ikke minst ørnas predatoratferd, indikerer at dette ikke er enkeltstående tilfeller, men antyder at ørn kan være en forholdsvis effektiv predator med en funksjonell rolle i forhold til villrein.

I Norefjell-Reinsjøfjell finnes flere hekkende kongeørnpar, og bestanden har her som flere andre steder vært økende. Innen dette området har studenter i tilknytning til undersøkelser Eiggil Reimers har foretatt, filmet ørn som har tatt reinkalv. Villreinutvalget har konstatert at kalvingen i senere år er flyttet ned i skogsterrang (helt ned til 500-600 moh) og mener det er nærliggende å tenke at simlene lettere kan forsvare en nyfødt kalv hvis den er i skogsterrang fremfor i åpent fjellandskap (simlene trekker opp på fjellet straks kalvene er blitt litt større) (Øystein Landsgård pers. medd.).



Figur 7. Overvåkingsområder for kongeørn. I tillegg til den ekstensive overvåkingsdelen ble det våren 2012 iverksatt såkalt intensiv overvåking av kongeørn. Det er valgt ut tolv ulike områder (blå og røde punkter på kartet) i Norge for intensiv overvåking. Røde punkter viser TOV-områder med etablert overvåking av ungeproduksjon hos kongeørn. (TOV = Program for terrestrisk naturovervåking) (etter Rovdata).

3.2 Jerv

Jerven lever først og fremst i fjellområdene langs grensa mot Sverige og Finland, fra Hedmark og nordover (**Figur 8**). I Skandinavia finnes tre bestander som er genetisk forskjellig fra hverandre (Flagstad m.fl. 2012). En sørvestlig bestand lever vest for Østerdalen, og dalføret bidrar kanskje til å hindre effektiv spredning. Øst og nord for Østerdalen lever en stor bestand, som også inkluderer jerv i Nord-Trøndelag, Nordland og nordlige deler av Sverige. Den nordlige bestanden holder til i Troms, Finnmark og Nord-Finland. Stortinget har fastsatt bestandsmålet for hvor mange valpekull med jerv som skal fødes i Norge, til 39 årlige ynglinger fordelt i de 8 forvaltningsregionene for rovvilt.

Jervebestanden i Skandinavia har i gjennomsnitt økt med 4,3 % per år i perioden 1998 til 2010. I perioden 2008 til 2010 ble det i alt registrert 161 ynglinger av jerv i Skandinavia (**Figur 8 og 9**). Dette tilsvarer 1009 (879-1193; 90 % CI) individer totalt, hvorav 654 (552-790; 90 % CI) i Sverige og 355 (308-426; 90 % CI) i Norge. På landsbasis ble det i 2011 dokumentert 58 jervekull i (Brøseth m.fl. 2011, Persson & Brøseth 2011).

I Skandinavia betraktes jerv som et fjell-levende dyr, mens den anses for å være et typisk skogsdyr i f. eks. Finland, Russland, USA og Canada. Studier av den romlige økologien til jerv er gjort både i Sørøst-Norge, indre Troms, Finnmark og Sarek. Innenfor leveområdet foretrekker jerven gjerne bratt og utilgjengelig terreng. Selv om dyrene ofte benytter alpin tundra, foretrekkes fjellskog og lavalpine områder. I en studie av den romlige økologien til de fire store rovdirene i Østerdalen, ble det funnet at ulv, gaupe og bjørn generelt var knyttet til lavereliggende, kupert skogsterreng, mens jerv foretrakk mer høyereliggende, åpent og kupert terreng (May m.fl. 2008, 2009, 2010, 2012).

Jervens arealbruk varierer mye mellom områder. Generelt benytter hanner flere ganger større leveområder enn hunner, og gjennomsnittlig størrelse for voksne hanner i Skandinavia og Nord-Amerika har vist seg å variere fra 422-1506 km². Enkeltindivider kan imidlertid benytte betydelig større områder. Gjennomsnittlig størrelse hos voksne tisper varierer fra 73-335 km², men enkelte individer kan i Skandinavia ha leveområder opp mot 800 km² (Landa m.fl. 1998, Persson m.fl. 2010).

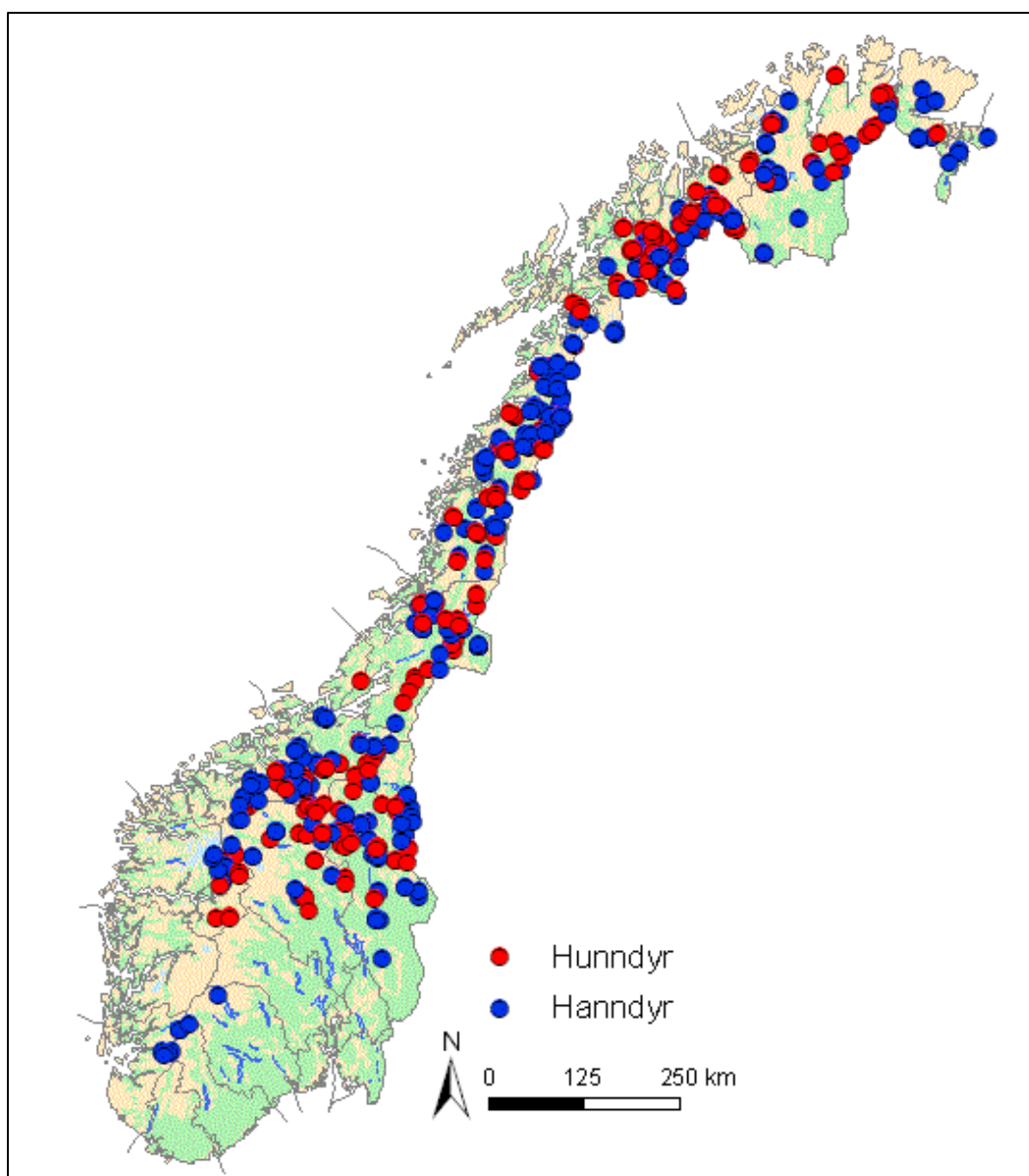
Jervens utbredelse sammenfaller med utbredelsen av tam- og villrein i Norge og rein er artens viktigste matkilde (Landa m.fl. 1998). At jerv dreper tamrein er grundig dokumentert (Landa m.fl. 2001). Hvert år står jerv, sammen med kongeørn og gaupe, bak de største erstatningsutbetalingene på tamrein i Norge. Vi vet fremdeles lite om jervens betydning for reindrifta, og i hvor stor grad jervens predasjon på tamrein er kompensatorisk eller additiv (se kapittel 3.4 om gaupe). I motsetning til gaupe er jerv framfor alt en åtseleter, selv om den utvilsomt er i stand til å drepe voksne tamrein. Den pågående forskningen på interaksjoner mellom gaupe, jerv og rein i Sarek (Sverige), har vist at jerv i stor grad benytter seg av rester av byttedyr tatt av gaupe (Mattisson m.fl. 2011). Kun 13 % av reinene jerven utnyttet ble drept av jervene selv, mens 61 % er drept av gaupe. De resterende 26 % var rein døde i ulykker, ukjent rovdyr eller med ukjent dødsårsak. Studiene viste videre at jerv utnyttet nesten 70 % av gaupedrept rein tilgjengelige i reviret.

Rein drept av gaupe synes å være en svært viktig del av jervens diett, og tilgangen på kadaver vinterstid påvirker trolig jervetispensens reproduksjonssuksess (Persson 2005). Jervens drapstakt på rein vil forventes å variere med antall rein, tilgang til alternative byttedyr, samt faktorer som reinens kondisjon og arealbruk. I tillegg vil samspillet mellom jerv og gaupe kunne påvirke den individuelle drapstakten på tamrein og deres respektive demografi.

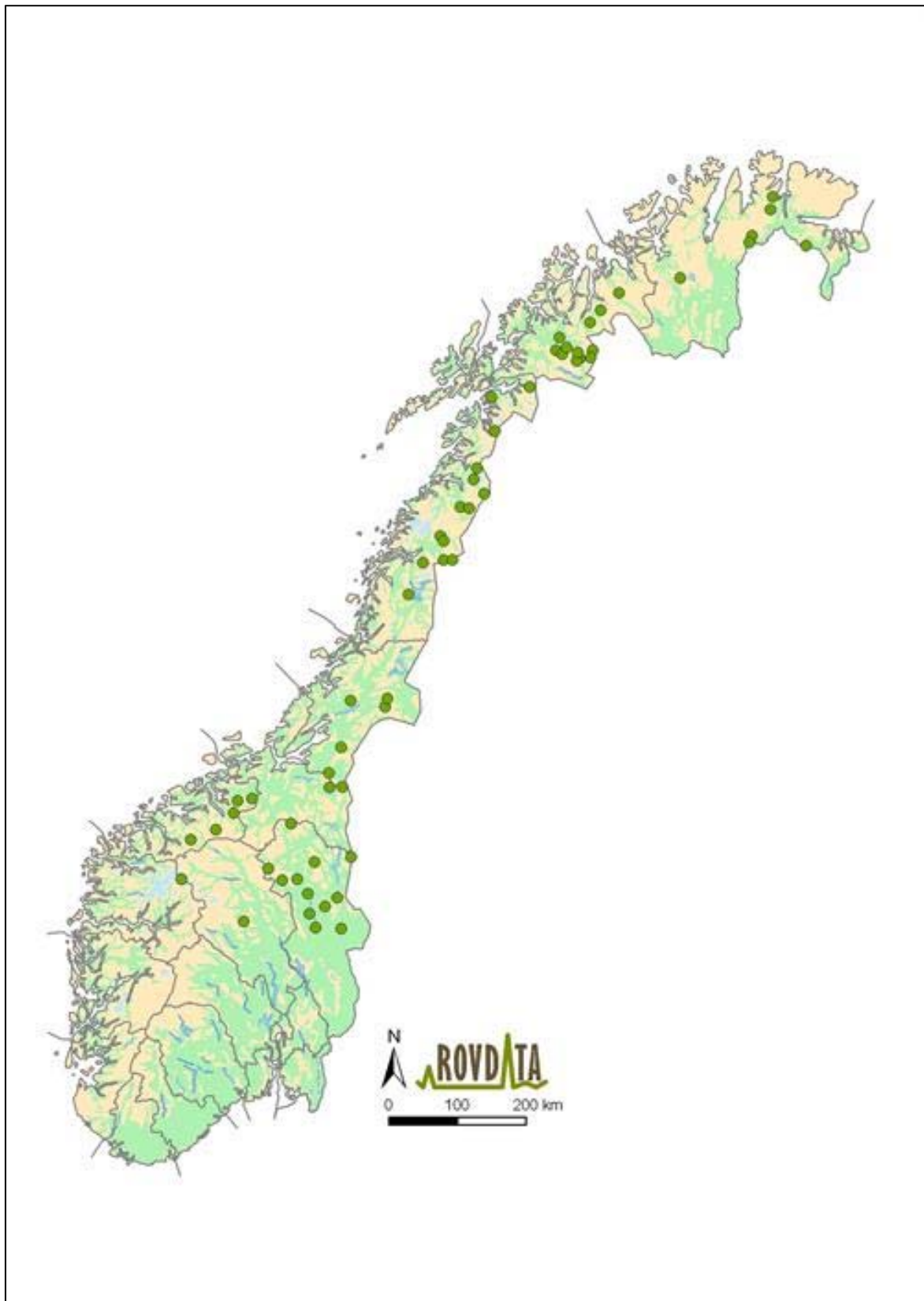
Forskning i Østerdalen på interaksjoner mellom jerv og ulv viste at jerv i stor grad utnyttet kadavre av elg drept av ulv eller rester av elg skutt under jakta (van Dijk m.fl. 2008). I disse skogtraktene med tilstedeværelse av ulv besto dietten til jerven av mer enn 75 % elg.

Jervens påvirkning på villrein er lite undersøkt. Selv om det er dokumentert at jerv dreper villrein, er det lite som tyder på at predasjon fra jerv har betydning for reinens demografi. Landa m.fl. (1998) fant ingen statistisk forskjell mellom kalveproduksjonen i Snøhetta (med jerv) og en kontrollpopulasjon på Hardangervidda (uten jerv). Undersøkelser har vist at det er nær sammenheng mellom reinens helsetilstand og hvilke dyr jerven tar. Alderen på villrein som ble tatt på sen vinteren var 10–13 år, og alle individene som ble tatt hadde nedslitte tenner og var i dårlig kondisjon (Skogland 1994b).

Når det gjelder tam og domestisert rein, er situasjonen vanligvis en annen. I tamreinflokkene er det oftest ikke noen dyr som skiller seg ut på grunn av sykdom, alder eller andre skavanker. Derfor blir gjerne de yngste dyrene offer for rovdyr (Bjærvall m.fl. 1990).



Figur 8. Utbredelse av jerv i Norge i 2009, ut fra DNA-analyse av ekskrementer (etter Rovdata).



Figur 9. Oversikt over valpekull med jerv i Norge i 2011 (etter Rovdata).

3.3 Ulv

Ulven var praktisk talt utryddet på den skandinaviske halvøya i 1960-årene. Ulvene som i dag lever i Sør-Norge er en del av en sør-skandinavisk bestand med tyngdepunkt i Sør-Sverige. Opprinnelsen til denne bestanden var tre ulver som på 1980- og 1990-tallet utvandret fra den finsk-russiske bestanden (Wabakken m.fl. 2001, Flagstad m.fl. 2003). Gjennom hele 1980-tallet var det bare én familiegruppe og aldri mer enn totalt 10 ulver i Skandinavia. I 1991 ankom imidlertid en ny hann fra den finsk-russiske bestanden. En ny familiegruppe ble etablert og bestanden økte raskt gjennom hele 1990-tallet, med flere nyetableringer og en årlig tilvekst i antall ulver på mellom 25 og 30 prosent (www.rovdata.no).

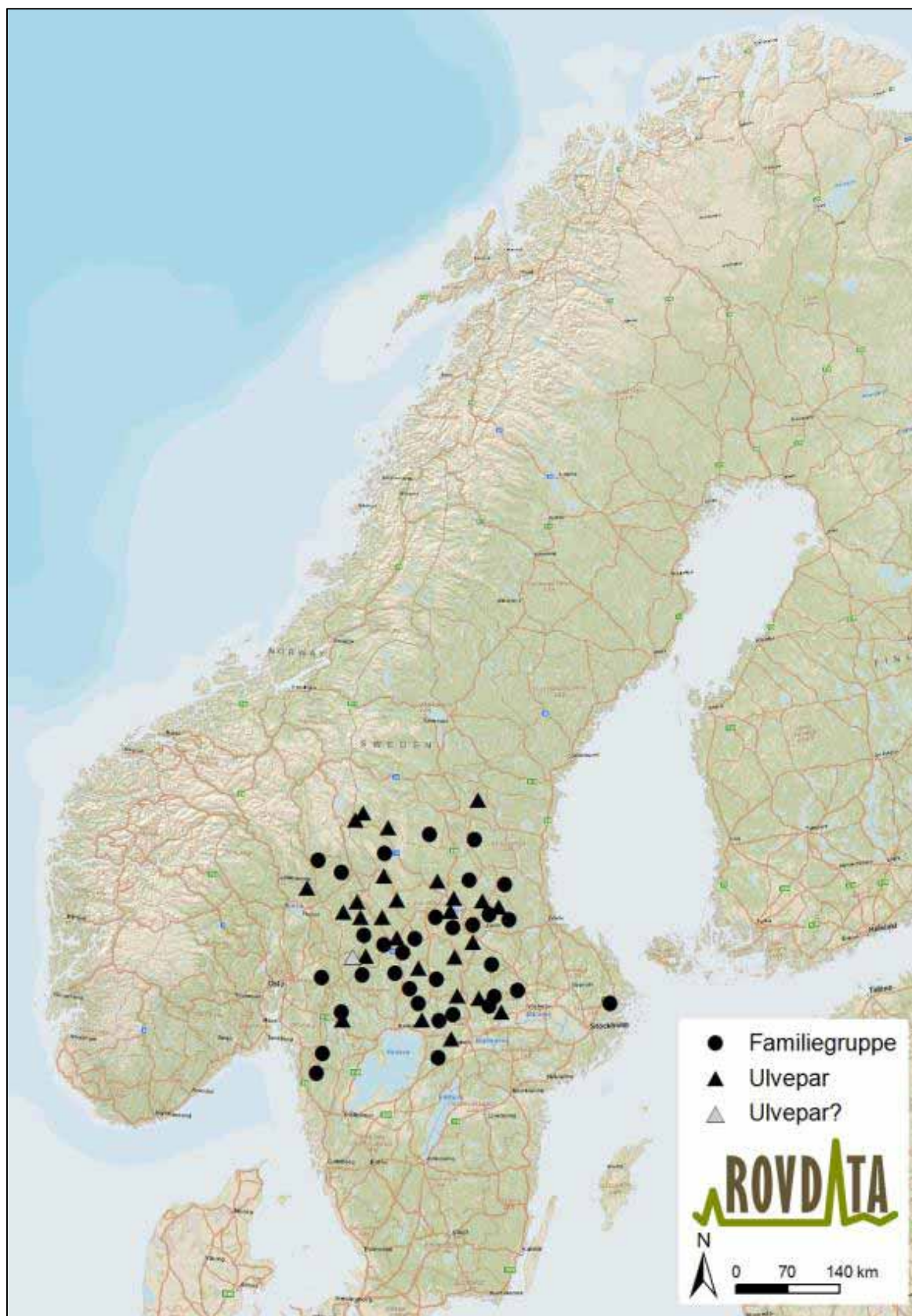
I nyere tid ble valpekull hos ulv i Norge første gang påvist i 1997. Ved årtusenskiftet var den skandinaviske ulvebestanden på mellom 70 og 80 dyr og fortsatte å vokse. Veksten avtok noe utover 2000-tallet, blant annet på grunn av lovlig og ulovlig felling. Stortinget vedtok i 2004 et avgrenset område hvor det nasjonale målet om 3 årlige ungekull av ulv skal oppnås. Genetiske analyser viser at ulven i Norge og Sverige er sterkt preget av innavl. Data tyder på at den lave genetiske variasjonen gir redusert reproduksjon og lavere overlevelse av valper. De siste årene er det imidlertid registrert nye innvandrere fra den finsk-russiske bestanden både på norsk og svensk side. To hanner har bidratt med valper til den skandinaviske bestanden og på den måten redusert graden av innavl.

I 2011 ble det født valpekull i tre helnorske revir, samt tre kull i grenserevir og 22-25 kull i hel-svenske revir. Dermed ble Stortingets bestandsmål om tre årlige ulvekull i helnorske revir innenfor forvaltningsområdet for ulv nådd for andre året på rad. Foreløpig er det ikke påvist ulvevalper født i helnorske revir i 2012. Ut fra en vurdering av forekomsten av ulv i Norge, er det imidlertid forventet at det er født fra to til fire kull med ulvevalper i helnorske ulverevir. Det er således mulig at Stortingets målsetning oppnås for tredje året på rad (www.rovdata.no).

I Skandinavia sett under ett er bestandsstørrelsen uendret, fra 289 – 325 ulver vinteren 2010-2011 til 260 – 330 vinteren 2011-2012. Gjennom det siste tiåret har bestanden hatt en gjennomsnittlig årlig tilvekst på 14 prosent og det er ikke registrert vesentlige endringer i tilveksttakt. I løpet av perioden 2000-2011 har bestanden økt fra 16 til 60 flokker og par (**Figur 10**).

Forvaltningsområdet for ynglende ulv omfatter ingen av forvaltningsområdene for villrein, men streifindivider vil trolig kunne forventes å ta noe rein i årene som kommer, men skadeomfanget vil sannsynligvis være begrenset i og med at det bare tillates 3 ynglende par på norsk territorium. Når ulver tar igjen et reinsdyr, forsøker de vanligvis å henge seg fast i lårene og bakføttene. Hvis de på denne måten klarer å stoppe reinen og få den i bakken blir den raskt drept gjennom kraftige bitt i halsregionen (Björvall m.fl. 1990).

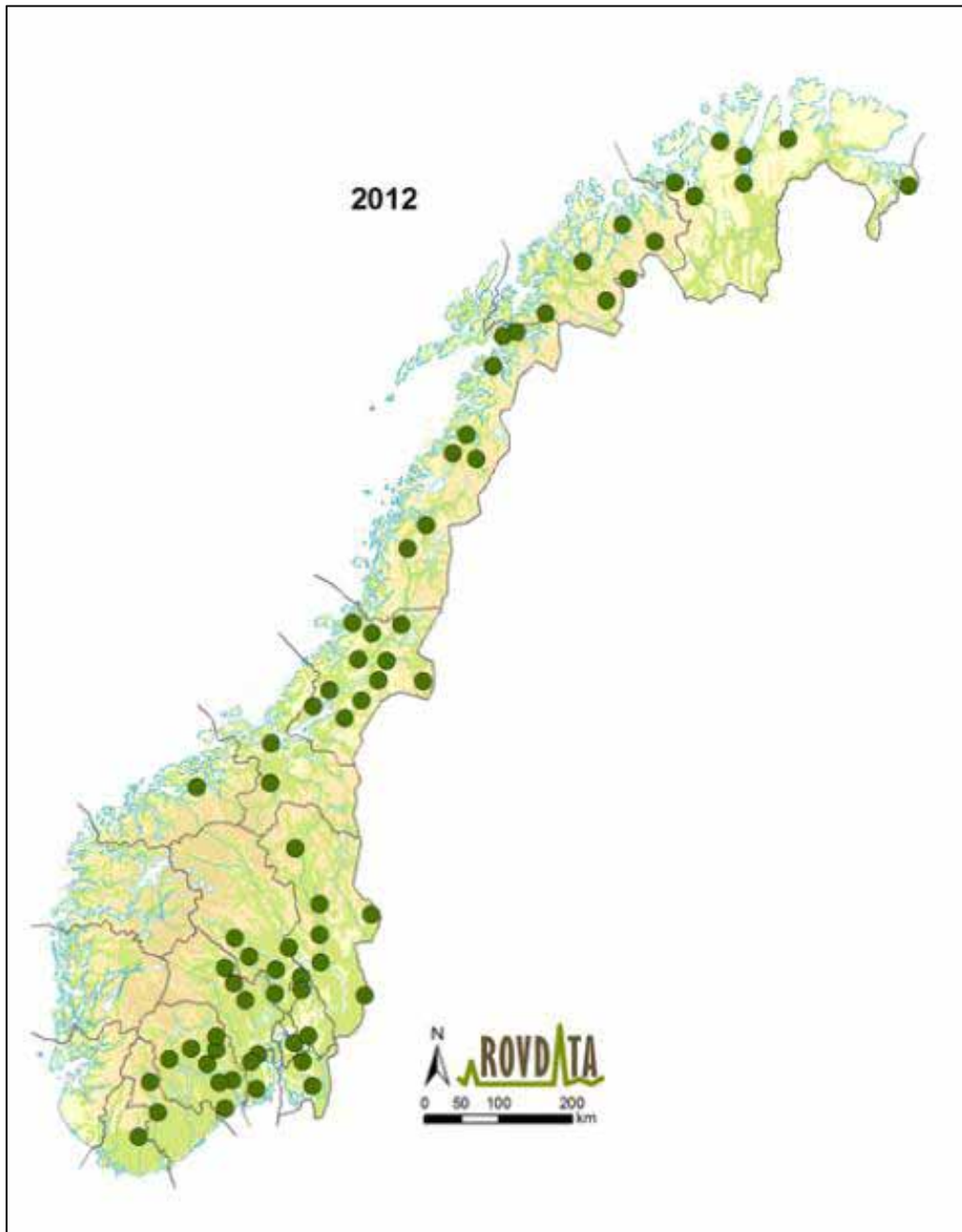
Det er generelt akseptert at predasjon av ulv er en av de viktigste begrensende faktorene når det gjelder tettheten av skogslevende caribou (*Rangifer tarandus caribou*) i Nord-Amerika (Bergerud & Eliot 1986, Bergerud 1988, Rettie & Messier 2000). Også forskning i Finland har vist at ulv kan være en betydelig predator på rein (Kojola m.fl. 2004, 2009). I Finland lever to små bestander av vill skogsrein (*Rangifer tarandus fennicus*) som anses å være en truet underart av villrein. En sterk reduksjon av antall individer i den østligste av de to bestandene antas å ha sammenheng med at ulv har reetablert seg i området, men det utelukkes heller ikke at predasjon fra brunbjørn og gaupe og dårlig kondisjon hos simlene kan være medvirkende årsaker (Kojola m.fl. 2009).



Figur 10. Ulveflokker og revirmarkerende par av ulv i Skandinavia vinteren 2011-2012 (etter Rovdata).

3.4 Gaupe

Gaupe er det eneste villevende kattedyret i Skandinavia. Arten er hovedsakelig knyttet til det boreale barskogbeltet som strekker seg fra Atlanterhavet og Norge østover til Stillehavet og Beringstredet. I Norge finnes ynglende gaupe i alle deler av landet med unntak av Sør- og Vestlandet, i tråd med St.meld. nr. 15 (2003-2004) Rovvilt i norsk natur og Stortingets behandling av denne. Det nasjonale bestandsmålet på 65 familiegrupper er fordelt i 8 forvaltningsregioner for store rovdyr. Siden 2003 har antall familiegrupper (mordyr med unger) i Norge variert fra 44 i 2004 til 92 i 2009. I 2012 ble det registrert 69 familiegrupper før jakt (**Figur 11**) (Brøseth & Tovmo 2012).



Figur 11. Registrerte familiegrupper av gaupe i Norge i 2012 (etter Rovdata).

3.4.1 Gaupe og tamrein

I Norge drives tamreindrift i svært forskjellige miljø over områder som nesten omfatter 40 % av Norges landareal. Rovdyr rapporteres som den viktigste tapsårsaken for alle tamreinområdene, spesielt i forhold til kalvetap (Anon. 2012). Dette er i tråd med det en generelt finner hos ville klauvdyr (Linnell m.fl. 1995). Fra 1980-tallet har mange tamreineiere hatt større tap av dyr enn tidligere, og det har vært gjort flere undersøkelser for å finne årsakene til dette, bl.a. i Nord-Trøndelag (Kjelvik m.fl. 1998, Kvam m.fl. 1998 a, b, 2003, Moe 2006). Her økte det årlige rapporterte tapet fra 2000 rein i 1991 til 4500 dyr i 1996. Den totale bestandsstørrelsen var mellom 12 500 og 14 700 rein i hele perioden. Innen dette tamreindistriktet er det faste bestander av jerv, gaupe og kongeørn. I én undersøkelse ble ca. 700 tamrein av en flokk på i alt 1300 utstyrt med dødelighetssendere, det vil si radiosendere som først begynner å sende signaler når dyret ikke har vært i bevegelse på noen timer. Det viste seg at ca. 30 % av reinflokken gikk tapt, og at 65 % av tapet skyldtes predasjon. Gaupe var den vanligste predatoren, og tok ca. 60 % kalver og 29 % voksne. Tapet var størst i september, november og januar. Det ble også observert at kongeørn var i stand til å drepe voksen rein i normal kondisjon. Gaupa valgte imidlertid små kalver, og kalver som var i noe dårligere kondisjon enn gjennomsnittet.

Et viktig spørsmål er i hvilken grad den observerte dødeligheten er additiv eller kompensatorisk. Additiv dødelighet er dødelighet som kommer i tillegg til annen dødelighet, og som øker den totale dødeligheten. Kompensatorisk dødelighet er dødelighet som fører til redusert dødelighet som skyldes andre forhold, eksempelvis sult eller sykdom, og som medfører at den totale dødeligheten ikke øker. En rent additiv dødelighet vil redusere antall kalver som lever opp og kan høstes. En rent kompensatorisk dødelighet vil derimot ikke øke den totale dødeligheten, og antallet kalv som kan høstes vil derfor også være upåvirket.

Forskningsprosjektet «Scandlynx» (<http://scandlynx.nina.no>) har de siste to tiårene gitt mye kunnskap om gaupe fra ulike deler av Skandinavia ved å følge gauper med ulike typer radiosendere. Prosjektet har studert gaupas predasjon på tamrein i Norrbotten, Finnmark og Troms (Mattisson m.fl. 2011). Tamrein det eneste store byttedyret tilgjengelig i den nordlige delen av Skandinavia, og tamrein er det viktigste byttedyret for gaupe og at andel kalv drept av gaupe er større enn andel kalv i bestanden generelt (Arntsen 2011, Mattisson m.fl. 2011). På sommertid har en hunngaube i disse områdene en drapstakt på ca. 1 rein i uka og en hann ca. 2 rein i uka (Mattisson m.fl. 2011). På vinteren har gaupene (med tilgang til rein)en draps takt på ca. 1 rein per 5-6 dager. Jerv i Sarek har en drapstakt på ca. 0,6 – 2,0 rein per måned. Kunnskap om antall rovdyr og deres drapstakter kan brukes til å beregne antall byttedyr som drepes. Foreløpige beregninger viser at de høye tapene som rapporteres i deler av reindriftsnæringen ikke alene kan forklares med kunnskap om drapstakter og rovdyrforekomster. I Troms, Kautokeino og Karasjok ligger rapportert tap fra næringen 30-50 ganger høyere enn hva som beregnes med bakgrunn i kjente bestandsstørrelser og drapstakter (Herfindal m.fl. 2011). Forskning på tamrein fra de samme områdene viser imidlertid at høy reintetthet, dårlig kondisjon og ugunstig klima er langt mer sannsynlige faktorer for å forklare de dramatiske tapene som er rapportert i mange områder (Tveraa m.fl. 2003 a, b, 2007, 2012).

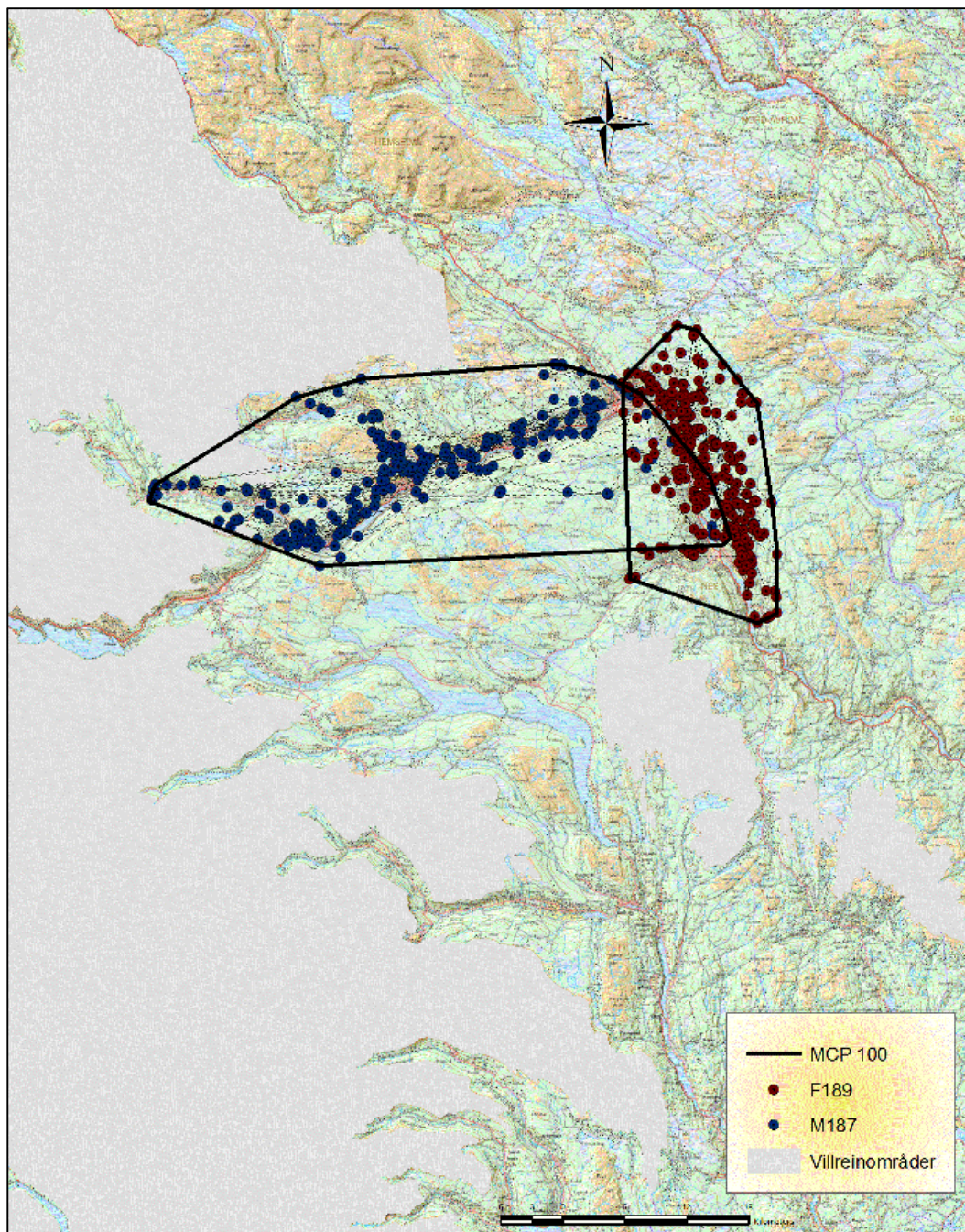
3.4.2 Gaupe og villrein

Sør i Skandinavia foretrekker gaupa de samme habitatene som sitt viktigste byttedyr, rådyret, det vil si under tregrensa og gjerne i tilknytning til kulturlandskapet (Basille m.fl. 2009, May m.fl. 2008). I områder med tamrein i Nord-Norge kan gaupe opptre langt over tregrensa. Gaupe er en ensom jeger som går for seg selv mesteparten av året. Gaupe er en revirhevdende art, noe som betyr at voksne dyr forsvarer revir mot andre av samme kjønn, mens det er stor overlapp mellom områdene til hunn- og hanndyr (Breitenmoser m.fl. 1993, 2007, Breitenmoser-Würsten m.fl. 2007, Schmidt m.fl. 1997).

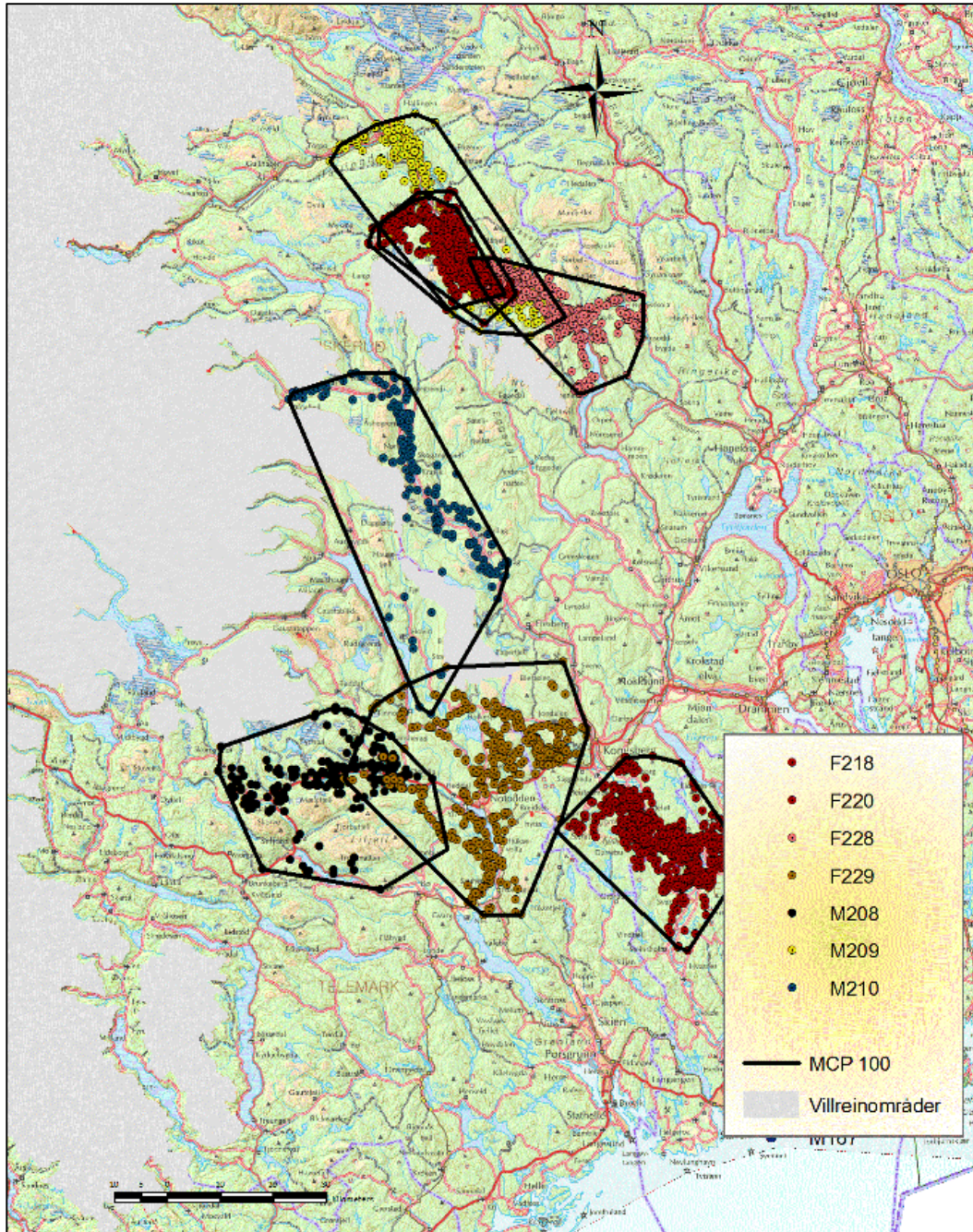
Gaupa er areakrevende, og i Buskerud og Telemark benytter hunngauper i gjennomsnitt revir på rundt 400 km² mens hanngauper i bruker rundt 750 km² (Odden m.fl. i manus). Leveområdene er med andre ord større enn forvaltningsområdene for rein i Brattefjell-Vindeggen, Norefjell-Reinsjøfjell og Blefjell. Gitt disse store revirene og den sosiale strukturen med relativt lite overlapp mellom individ av samme kjønn betyr dette at det vil være et begrenset antall gauper som potensielt kan predatere villrein i disse områdene.

Det er ingen tvil om at gaupe er i stand til å drepe villrein, men forskning basert på å følge radiomerkede gauper har så langt ikke dokumentert at gaupe er en viktig predator på villrein. Gaupene i Sør-Norge er i stor grad knyttet til skog, og beveger seg sjelden over tregrensa (May m.fl. 2008). Forskning i Østerdalen på 1990-tallet viste at rådyr og sau var det viktigste byttedyret for gaupe (Odden m.fl. 2002,2006, Nilsen m.fl. 2009). Analyser av gaupenes forflytningsmønster viste videre at sannsynligheten for at ei gaupe bruker et område øker med tettheten av rådyr (Odden m.fl. 2008). Fire av de merkede gaupene i Østerdalen hadde tilgang på villrein (Rondane villreinområde). I løpet av 672 døgn med intensiv byttedyrregistrering drepte disse gaupene 6 villrein. Alle ble drept om sommeren i områder under skoggrensa.

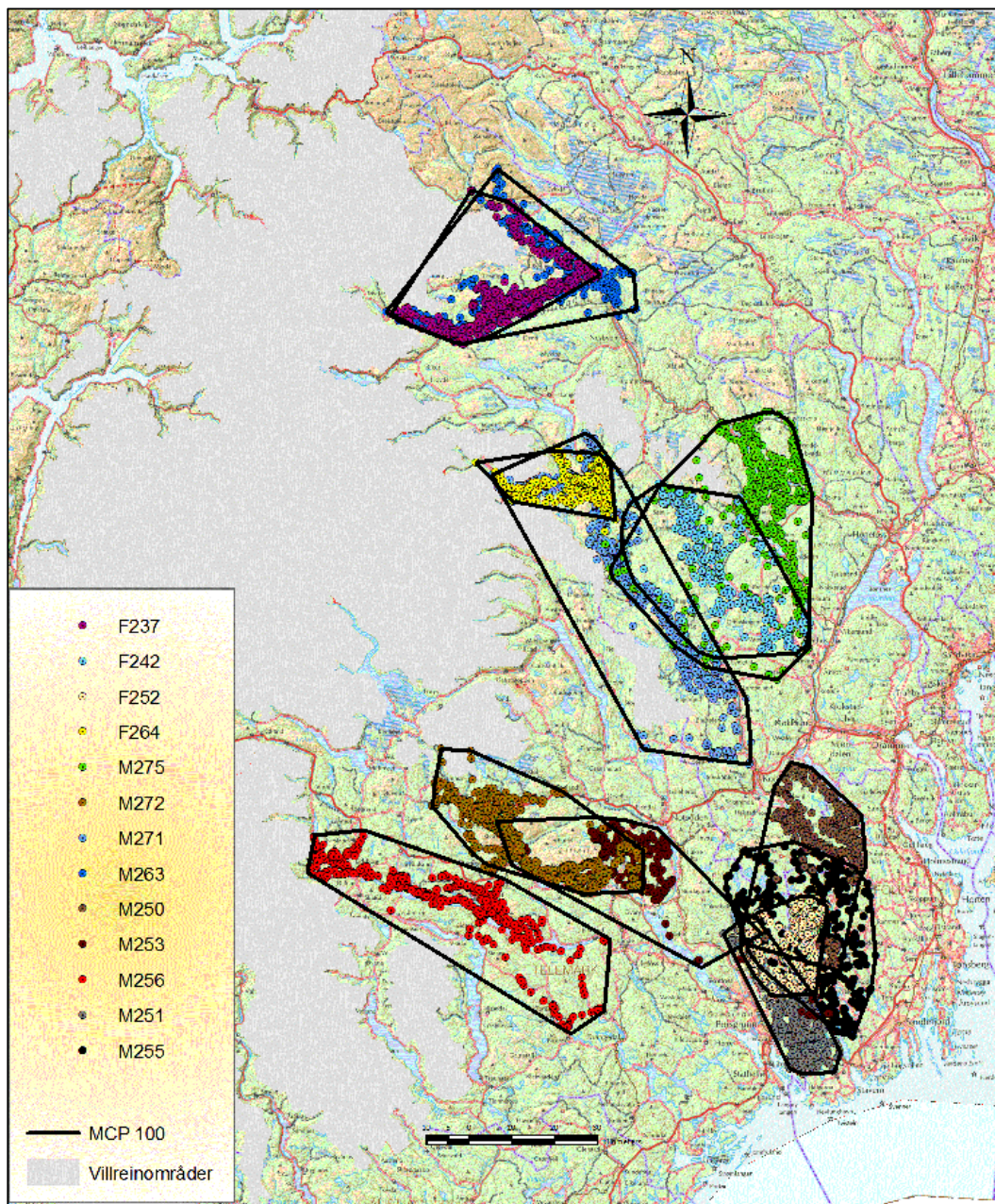
Scandlynx-prosjektet fulgte i perioden 2006-2011 13 ulike gauper med tilhold i nærheten av villreinområdene Norefjell-Reinsjøfjell, Blefjell eller Brattefjell-Vindeggen (**Figur 12-14**) (Gervasi m.fl. i manus). Gaupene hadde GPS-halsbånd som i perioder ble programmert til å ta opp til 24 posisjoner i døgnet (i såkalte "intensivperioder"). Slike data gjør det mulig å beregne gaupenes drapstakt på ulike byttedyr ved å gå inn på GPS-punkter gaupa har oppholdt seg i. I løpet av 2265 døgn med intensivt byttedyrsøk ble det funnet 355 byttedyr drept av disse gaupene; 123 rådyr, 98 sau, 30 hjort og én villreinkalv. Det er foreløpig ikke gjort detaljerte analyser av hva som forklarer habitatbruken til gaupene i dette området, men de merkede gaupene valgte tilsynelatende i liten grad å benytte seg av villreinområdene. Årsaken kan være at villreinområdene er relativt små i forhold til arealene gaupene benytter, og ikke minst tilgangen på betydelig høyere tettheter av alternative byttedyr som sau og rådyr.



Figur 12. Leveområdene (100 % minimum konveks polygon metode) til 2 voksne gauper fulgt med GPS-sender i perioden 2006-2007 i forhold til villreinområdene Brattefjell-Vindeggen, Blefjell, Norefjell-Reinsjøfjell og Nordfjella.



Figur 13. *Figur 13. Leveområdene (100 % minimum konveks polygon metode) til 6 voksne gauper fulgt med GPS-sender og i en gaupe med VHF sender (M210) i perioden 2007-2009 i forhold til villreinområdene Brattfjell-Vindeggen, Blefjell, Norefjell-Reinsjøfjell og Nordfjella.*



Figur 14. Leveområdene (100 % minimum konvekks polygon metode) til 13 voksne gauper fulgt med GPS-sender i perioden 2009-2011 i forhold til villreinområdene Brattefjell-Vindeggen, Blefjell, Norefjell-Reinsjøfjell og Nordfjella.

4 Kunnskapsbehov

Vår gjennomgang av forholdet mellom villrein og store rovdyr viser at det bare i beskjeden grad er overlapp mellom utbredelsen av disse artene. Enkelte unntak finnes, for eksempel overlapper noen av jervens kjerneområder med villreinområdene på Dovrefjell. Men i det store og hele kan vi si at store rovdyr i dag har en minimal rolle i forhold til villrein. Predasjon forekommer og er dokumentert de seinere åra både mht. kongeørn, ulv, brunbjørn og jerv. Av disse er sannsynligvis kongeørn den mest vanlige predatoren på villrein og da i forbindelse med kalvinga. Gaupe er knyttet til skogområder og villrein utgjør en beskjeden andel av gaupas samla byttedyr.

Villreinen har i dag en fragmentert utbredelse som skyldes både naturlige og antropogene forhold. Dagens villreinforvaltning er i stor grad retta mot å beskytte villreinens leveområder og en har lenge arbeidet aktivt for å opprettholde en positiv balanse mellom antall reinsdyr og tilgjengelige beiteressurser. I denne situasjonen er jakt den viktigste dødsårsaken. Naturlig dødelighet som følge av matmangel og svakfødte kalver er i dag liten. Villreinen er opprinnelig tilpasset et liv der tidvis tilgang til beiteressursene varierer og hvor rovdyr har vært et naturlig element i landskapet. Kombinasjonen av konkurranse om tilgang til begrensa beiteressurser, årstidsvariasjonen i beitetilgang og predasjon, har formet livshistorietrekk og atferd hos reinsdyr (Skogland 1989). Dagens livsbetingelser for rein i Sør-Norge er endret, og seinere års forskning har satt fokus på effektene av arealtap og betydningen av jakt; både i forhold til presisjonen i bestandsforvaltningen, men også som en faktor som kan endre dyras atferd og livshistorie. Antropogen påvirkning har fått stor oppmerksomhet, mens betydningen av at store rovdyr i stor grad er fraværende fra de norske villreinbestandene og at deres økologiske funksjon på mange måter er erstattet av jegere og jakt, har blitt langt mindre fokusert på. Det er i dag en gryende erkjennelse av disse problemene og utfordringene som økende graden av domestisering av ville klauvdyrbestander innebærer (Mysterud 2010).

Villreinbestandene er i dag gjenstand for systematisk overvåking og de største bestandene er en viktig del av det nasjonale overvåkningsprogrammet for hjortevilt. Resultatene fra overvåkningsprogrammet viser at det er en bekymringsverdig nedgang i kondisjonsmålene i villreinbestander som tradisjonelt har vært blant våre mest høytstående og kondisjonssterke villrein-stammer (Solberg m.fl. 2012). I hvilken grad disse endringene kan tilskrives mattilgang og/eller aggregerte effekter av overbeiting eller om også effekter av jakt, er usikkert, men bør være et viktig tema for framtidig overvåking og forskning. På et overordnet nivå mener vi at et framtidig forskningsfokus på forholdet villrein – rovdyr bør skje med fokus på rovdyras økologiske rolle og effektene av at denne stort sett er fraværende i dagens villreinbestander.

Kongeørn. Forskning på kongeørn og villrein bør være interessant av flere årsaker. Landsdekkende overvåking og kartlegging av bestanden bør prioriteres for at bestandstall skal kunne brukes med tilstrekkelig presisjonsnivå. Basert på individmerkede kongeørner bør det innsamles data på alderssammensetning i bestanden, reproduksjonsrate og dødelighet, til bruk i en bestandsmodell.

Kongeørnas rolle som predator på både tamrein og villrein bør klarlegges bedre, og en nærmere undersøkelse omkring kongeørn som predator i små villreinområder som Blefjell og Norefjell-Reinsjøfjell ville være interessant fordi eventuelle tap vil kunne ha betydning når den årlige tilveksten er liten. Er kongeørna først og fremst en åtseleter som rydder opp der andre predatorer har vært på ferde? Er kongeørnas predasjon additiv eller kompensatorisk (Andersen m.fl. 2003)? Eksisterende data fra Hardangervidda danner et godt grunnlag for ytterligere studier i forhold til villrein. Punkt én må være å systematisere eksisterende informasjon om kongeørn på Hardangervidda og eksisterende observasjoner av ørn som har angrepet eller drept rein. En naturlig oppfølging vil være å se på byttedyrvalg, enten via rester som finnes på reir eller ved hjelp av stabile isotoper som gjør det mulig å beregne hvor stor prosentandel av ørnas diett som faktisk kommer fra rein (Halley m.fl. 2007). Et naturlig første steg kan være å kartlegge arealbruken hos kongeørn i tilknytning til rein i kalvings- og vinterbeiteområder ved å følge

kongeørner merka med GPS-sendere. Dette vil avdekke hvorvidt det er reinens atferdsmønster som bestemmer de stedege ørnenes bevegelser, eller om ørn fra andre bestander også tiltrekkes. Dette kan bl.a. DNA-analyser av fjær gi svaret på, hvis en greier å bygge opp en database over fjær fra de ulike hekketerritoriene over tid. På sikt vil det være viktig å få tall på kongeørnas betydning som predator på rein i forskjellige områder. Dette er krevende, da det kan være vanskelig å se om byttet er drept av ørnene selv eller andre rovdyr, men ved hjelp av moderne teknikker (GPS-sendere, DNA-analyser, stabil isotopteknikk, viltkameraer på åte eller på reir) vil dette være mulig.

Jerv. En rekke forskningsprosjekter på jerv har siden 1990-tallet studert jervens økologi ved å følge enkeltindivider med radiosender i ulike studieområder i Skandinavia. Jerven er kjent for å holde til i utilgjengelige områder med lite menneskelig påvirkning. Forskingen har blant annet fokusert jervens spesifikke krav til leveområder og dens tilpasningsdyktighet til endringer i miljøet, konflikter med tamrein og husdyrhold og samspill med de andre store rovdyrene (May m.fl. 2009). I dag foregår forskningen på jerv i tamreinområdene i Trøndelag, Troms, Finnmark og Norrbotten, og fokus er i stor grad på studier av interaksjoner mellom jerv, gaupe og tamrein. Målet er å forstå mekanismene bak jervens predasjon på tamrein ved å følge jerver med GPS-sendere i ulike områder med ulikt tetthet av gaupe, antall og kondisjon på rein og ulik tilgang på alternative byttedyr. Viktige spørsmål å få svar på er blant annet i hvilken grad jerven dreper tamrein selv, og hvordan dette påvirkes av antall gauper, reintall og kondisjon.

Der er lite dokumentasjon om effekten av jerv på villreinstammen. Selv om diettanalyser tyder på at villrein er en viktig næringskilde for jerv i enkelte fjellområder (van Dijk m.fl. 2008), er det ukjent hvorvidt jerven jakter aktivt på villrein. Trolig kan villrein tatt av snøskred være en viktig matkilde om vinteren. Likeså er kalver et enkelt bytte for jerv i en spesiell næringskrevende periode på senvinteren/våren når jerven har unger. Fremtidige prosjekter bør følgelig forsøke å kvantifisere dødelighet hos villrein gjennom året; med spesiell fokus på predasjon på kalver om våren og naturlig dødelighet pga. snøskred vinterstid. Samtidig bør tilgjengeligheten av disse for jerven overvåkes. GPS-telemetri er eneste tilgjengelige metodikk for å tallfeste drapstakter på villrein, og metoden vil også gi innsikt i hvorvidt jerv frekventerer kalvings- og vinterbeiteområder, og skredområder. Kameraovervåking av skredområder og (eventuelt eksperimentelt utplasserte) enkeltkadavre gir innsikt i hvor raskt jerv oppdager disse, og adferden mens de er der (f.eks. spising, hamstring). For å klargjøre hvor viktig villrein er som næringskilde for jerven kan stabile isotopanalyser anvendes til å estimere hvor stor prosentandel av jervens diett som faktisk kommer fra villrein. Analysene bør helst gjøres gjennom året for å avklare mulige sesong-, kjønns- og aldersforskjeller ved å samle inn prøver (vev, blod, hår) fra felte dyr (lisensjakt, hiuttak, skadefellinger) samt ved hjelp av hårfeller og valpehår samlet i ynglehi.

Ulv. Ulveforskningen i Skandinavia ble i 2000 samordnet i et felles forskningsprosjekt – SKANDULV. Prosjektet har i løpet av de siste 10-12 årene fremskaffet en mengde informasjon om de fleste sider av den skandinaviske ulvebestandens biologi samt samfunnsfaglige spørsmål. Resultatene kan brukes til å belyse bestandsstørrelse, vekstpotensial, effekter på byttedyrbestander, genetikk, effekter av uttak av ulv, betydning for utøvelse av utmarksforvaltning osv.

Når det gjelder videre oppfølging i forhold til betydningen av ulv som predator på ulike viltbestander (hjørtevilt og småvilt) ble det av Andersen m.fl. (2003) påpekt at det var viktig å fylle inn manglende kunnskap angående predasjonsmønster; sesong og enarts-flerartssystemer, spesielt med sikte på å belyse interspesifikke relasjoner mellom ulv, gaupe og bjørn. Dette er i noen grad gjort i en sammenstilling av predasjon av bjørn, ulv, gaupe og rødrev i Skandinavia (Gervasi m.fl. 2011). Imidlertid inngår ikke villrein/tamrein i sammenstillingen. Fortsatt bruk av GPS-teknologi har ført til at skandinaviske undersøkelser nå fremskaffer helt nye og oppsiktsvekkende data som ikke tidligere har vært tilgjengelig.

Brunbjørn. «Det skandinaviske bjørneprosjektet» ble initiert av Naturvårdsverket og begynte i Sarek nasjonalpark, Norrbottens län i Sverige i 1984. Allerede i 1985 ble prosjektet utvidet til å

omfatte et sørlig studieområde i den nordlige delen av Kopparbergs län og den sørvestlige delen av Gävleborgs län. Prosjektet har pågått uavbrutt i begge områder siden, men på 1990-tallet med en utvidelse av det sørlige studieområdet til å omfatte Hedmark fylke. «Det skandinaviske bjørneprosjektet» er i dag det største og eneste internasjonale samarbeidsprosjektet på bjørneforskning og har altså pågått i over 25 år; det er uten sammenligning den viktigste kunnskapsleverandøren til norske og svenske forvaltningsmyndigheter på denne arten. I områder med tamrein har det vist seg at bjørn tar reinkalver og voksen rein. Pågående forskning i Bjørneprosjektet skal dokumentere omfanget av denne predasjonen (Swenson m.fl. 2010).

Gaupe. Gaupe er rovviltarten vi har mest kunnskap om. Framtidig forskning knyttet til forholdet mellom gaupe og villrein bør gjøres i områder med GPS-merkede villrein og evt. andre predatorer.

Rødrev. Rødrev er en typisk generalistpredator og bestanden har økt sterkt, også i høyfjellet. Årsaken til dette er kompleks og sammensatt av mange faktorer, bl.a. forekomst av store rovdyr som jerv. Rødrev finnes stort sett over alt, inklusive områder med villrein, og det kan ikke utelukkes at rødrev også dreper reinkalver. Det vil derfor være av interesse med prosjekter som både estimerer bestandstetthet hos rødrev samt en grundig byttedyranalyse. I tilknytning til prosjekter som for eksempel fokuserer rødrev kan det også være interessant å innhente data på hvilken betydning tilgang på åtsler kan ha å si for bestanden av åtseletere som jerv, rødrev og kongeørn. I sommerhalvåret er det i enkelte områder betydelige rester etter eksempelvis sau, i første rekke fra dyr som er predatert av store rovdyr, og utover høsten store mengder slakteavfall fra så vel reinsjakt som elg- og hjortejakt.

5 Oppsummering og konklusjon

Utgangspunktet for denne rapporten er at forvaltningsmyndighetene i Blefjell villreinområde ikke fant noen naturlig forklaring på hvorfor bestandsstørrelsen i området ikke økte til ønsket størrelse på tross av begrensninger i jaktuttaket. Blefjellområdet illustrerer godt det mangfold av faktorer som kan bidra til å påvirke bestandsutviklingen hos rein; både menneskeskapt faktorer (eksempelvis friluftsliv og hyttebygging og jakt), samt insektstress, klima og emigrasjon/immigrasjon. Når det gjelder rovdyr ligger Blefjell forholdsvis langt utenom de områdene som Stortinget har bestemt skal kunne ha ulv og bjørn. Når det gjelder jerv er det ingen målsetting om at det i dette område skal være yngling av arten, og jerv er så vidt en kjenner til heller ikke observert i området på flere år. Dette betyr at det kun er kongeørn og gaupe som kan være potensielle predatorer i området.

Data fra Scandlynx-prosjektet har vist at et begrenset antall gauper kan predatere villrein i Blefjell og de andre tilgrensende villreinområdene. Det er ingen tvil om at gaupe kan drepe villrein, men per i dag finnes ingen data som tilsier at gaupe er en viktig predator på villrein.

Alle faktorene diskutert i kapitel 2 og 3 kan teoretisk ha innflytelse på reinen i Blefjellområdet. At området har mye lavlandsområder sammenlignet med fjellområder, og at det er stor ferdsel i området, er trolig blant de forhold det er grunn til å ha størst oppmerksomhet omkring. At arealene i Blefjell bare har ca. 5 % vinterbeite i alpine områder har gjort at reinen har benyttet områder under skoggrensa i stadig større utstrekning både som sommer- og vinterbeiter. Dette innebærer at dyrene kan være eksponert for predasjon av gaupe. Selv om det lokalt er en oppfatning av at det er mer kongeørn i området nå enn tidligere, viser undersøkelser at rein er mer utsatt for angrep av kongeørn i åpne landskap enn i skogområder. Begrensete arealer i høyreliggende områder gjør at reinen også har mindre mulighet for å søke tilflukt i høyfjellet for å unngå insektstress i varme somre.

At reinen i stor utstrekning holder til i skogområder kan også bidra til at tellingene blir mer usikre, og at det kan være en viss sannsynlighet for at det kan være flere dyr enn det som antas. Villreinutvalget i Blefjell bestrider dette og mener at en i så fall rent statistisk ville fått tellinger

hvor tallet måtte vært uventet høyt i forhold til tidligere tellinger, noe som ikke har vært tilfelle (J. Howlid pers. komm.). Samme tellemetodikk har vært benyttet hver høst i 12 år og vært ledet av samme lokalkjente person, Halvor Garaas, som har gått de samme ruter i fjellet med et tyvetalls elever nærmest som en «manngard» (J. Howlid pers. medd.). Det har de senere år også vært benyttet snøscooter (**Vedlegg 1**), samt intensivert flytellingene (**Vedlegg 2**). Det har også vært benyttet helikopter i skogsområdene vest for Ble (**Vedlegg 3**), for å se om en kunne finne flere dyr der om vinteren enn de som går på snaufjellet uten at dette har gitt noe resultat (J. Howlid pers. medd.).

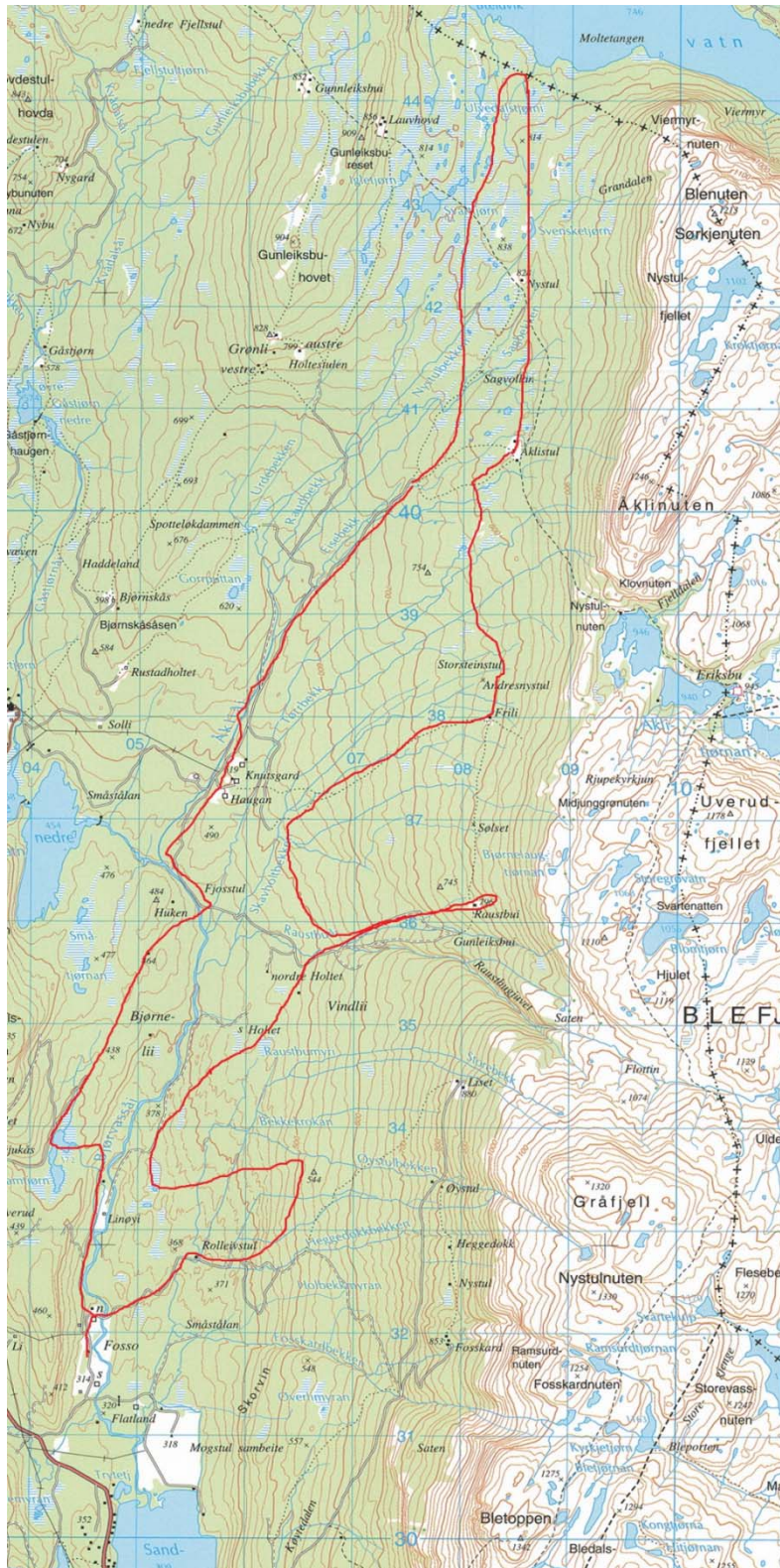
Blefjell Villreinutvalg baserer seg også på «Sett rein-skjema» frå sine jegere, samt observasjoner fra fotturister som enten melder frå direkte til grunneier eller representant i villreintvalget. Mange legger også inn observasjoner på Blerein.net sin gjestebok (J. Howlid pers. medd.). Villrein i skogen er ikke like sky som når den er på fjellet (jfr. **Vedlegg 4**). I skogsområder i Brattefjell-Vindeggen sier skogsarbeidere i følge Olav Mosebø (leder av villreinutvalget) at de må jage vekk villrein i skogen før trefelling (J. Howlid pers. medd.).

Forstyrrelser gjennom friluftaktiviteter, fritidsboliger, veier og fritidsboliger er pekt på som viktige, negative faktorer for reinen i området. I følge Reimers (notat til Blefjell villreinutvalg) er imidlertid reinen i Blefjell mer habituert til forstyrrelser enn andre steder, slik at de negative effektene blir mindre enn tilfellet ville vært i forhold til for eksempel rein på Hardangervidda. Forstyrrelser og inngrep må imidlertid antas å være en viktig faktor i forhold til at det ikke har vært utveksling av dyr med Hardangervidda via de gamle trekkveiene. En forholdsvis lav bestandstetthet av rein på Hardangervidda siden omkring 2000 har også gjort at sannsynligheten for innvandring til Blefjell har vært mindre. Det er med andre ord et komplekst sett av økologiske og biologiske faktorene som bestemmer hvorvidt inngrep og forstyrrelser i reinens leveområder oppleves som en barriere av dyrene. Barriereeffekten er en variabel størrelse der barriereterskelens høyde på et gitt tidspunkt er relatert til den "livssituasjon" dyrene befinner seg i, ikke minst bestandens tetthet.

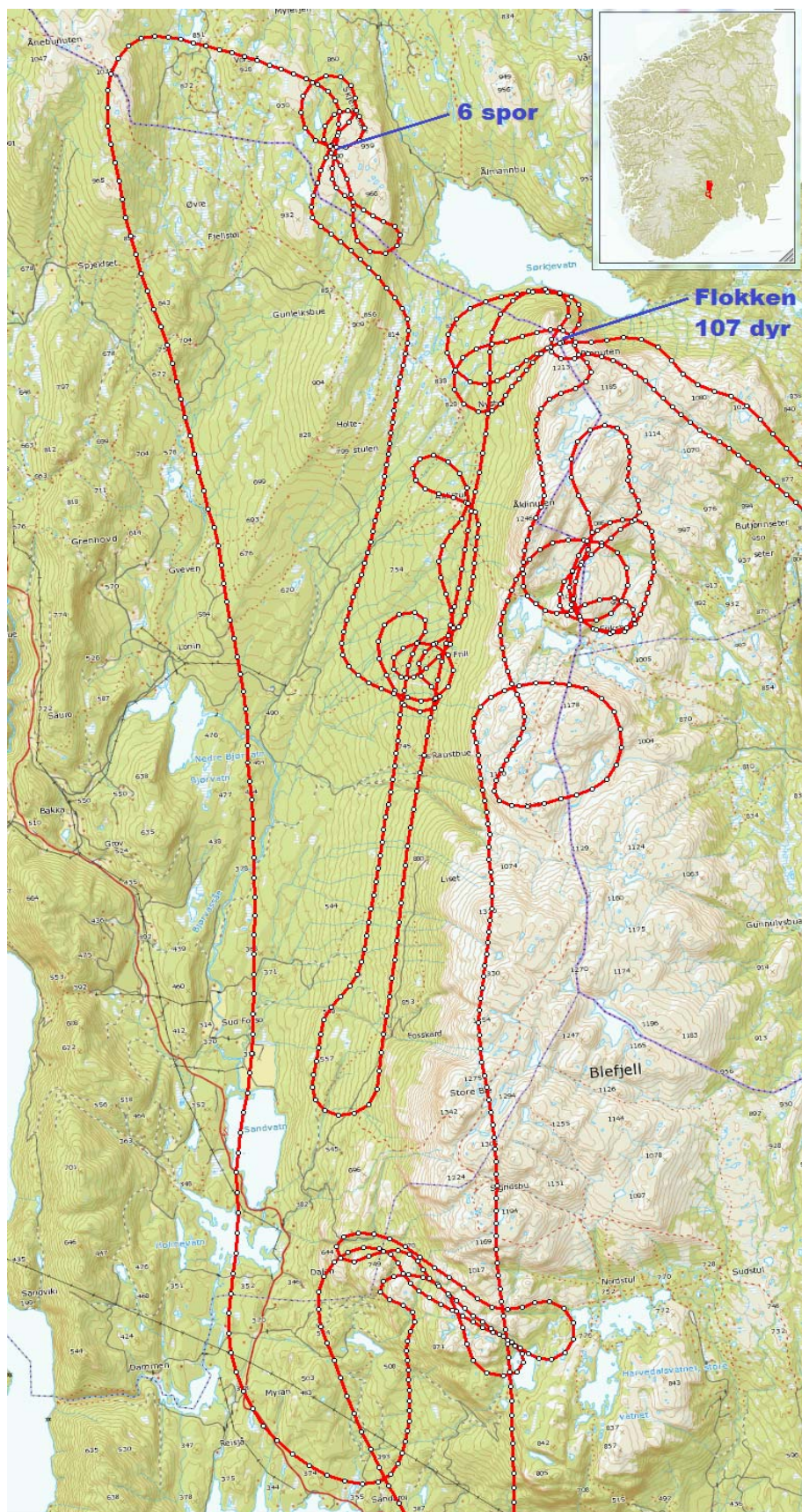
Gitt dagens situasjon med et stort antall alternative byttedyr som sau, hjort og rådyr tilgjengelig er villrein sannsynligvis et lite viktig byttedyr for gaupe. En liten bestand av rein vil imidlertid være påvirket av tilfeldigheter. Det kan derfor tenkes at det er et sett av årsaker, inklusive predasjon, til at bestanden i Blefjell ikke har hatt den utviklingen som teoretisk sett ville vært naturlig. Det er imidlertid lite sannsynlig at noen av de store rovdyrene kan holdes ansvarlig for omfattende villreinpredasjon. Når det gjelder predasjon fra kongeørn er det et mer åpent spørsmål som bør utredes nærmere. For å finne forklaringen på hvorfor bestandsmålene for villrein har vært vanskelig å nå i Blefjell anbefales derfor at en ser nærmere på andre faktorer.

På overordnet nivå bør framtidig forskning på forholdet villrein–rovdyr skje med fokus på rovdyras økologiske rolle og effektene av at denne stort sett er fraværende i dagens villreinbestander. Det synes også å være en gjennomgående mangel på forskning som spesifikt ser på kalvepredasjon. Det bør derfor prioriteres å samle data på omfang av dødelighet hos villreinkalver som skyldes rovdyr og kongeørn.

6 Vedlegg.



Vedlegg 1. Scooterløype for å sjekke villreinspor i skogen om vinteren i Blefjell (kart mottatt fra Jørn Howlid).



Vedlegg 2. Flytelling av villrein i Blefjell mars 2012 (kart mottatt fra Jørn Howlid).



Vedlegg 3. Helikoptertelling av villrein i Blefjell i mars 2009 fant ingen rein i skogsområdene (kart og kommentar mottatt fra Jørn Howlid).



Vedlegg 4. Villrein i skogen er ikke like sky som når den er på fjellet. Dette bildet er tatt i skogen nær Blefjell. I skogsområder til Brattefjell-Vindeggen sier skogsarbeidere at de må jage vekk villrein før trefelling (kart og kommentar mottatt fra Jørn Howlid).

7 Referanser

- Andersen, R., Bjerke, T., Brainerd, S.M., Bruteig, I., Brøseth, H., Gjershaug, J.O., Hustad, H., Landa, A., Linnell, J.D.C., Nygård, T., Pedersen, H.C., Skogen, K., Solberg, E.J., Svarstad, H., Swenson, J.E., Sæther, B.-E. & Tveraa, T. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Fremtidige FoU-oppgaver knyttet til store rovdyr i Norge. – NINA Fagrapport 67. 14 s.
- Andersen, R. & Hustad, H. (red.). 2004. Villrein & Samfunn. En veiledning til bevaring of bruk av Europas siste villreinfjell. – NINA Temahefte 27. 77 s.
- Andersen, R., Jordhøy, P. & Strand, O. 2007. Svarthøskredet i Snøhetta: håndtering og prøve-taking av dyrene. – Villreinen 21: 74-79.
- Anonymous 2012. Ressursregnskap for reindriftsnæringen, s 126. - Reindrifftsforvaltningen, Alta.
- Arntsen, G.B. 2011. Gaupas (*Lynx lynx*) predasjon på tamrein (*Rangifer tarandus*) i Nord-Norge. Er gaupa selektiv? – Masteroppgave ved Universitetet for Miljø- og biovitenskap. 36 s.
- Bakke, Ø. 1984. Dyregraver på Blefjell forteller at det er et eldgammelt villreinområde. - Årbok for Numedal "Langs Lågen": 66-68.
- Bartmann, R.M., White, G.C. & Carpenter, L.H. 1992. Compensatory mortality in a Colorado mule deer population. – Wildlife Monograph 121: 1–39.
- Basille, M., Herfindal, I., Santin-Janin, H., Linnell, J.D.C., Odden, J., Andersen, R., Høgda, K.A. & Gaillard, J.-M. 2009. What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? - Ecography 32: 683-691.
- Bergerud, A.T. 1988. Caribou, wolves and man. - Trends in Ecology and Evolution 3: 68-72.
- Bergerud, A.T. & Eliot, J.P. 1986. Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. – Canadian Journal of Zoology 64: 1515-1529.
- Berntsen, F., Langvatn, R., Liasjø, K. & Olsen, H. 1996. Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy. - NINA Oppdragsmelding 390. 22 s.
- Bevanger, K. 2006. Bestandsnedgang hos villreinen i Forollhogna. Vurdering av årsaker med utgangspunkt i overvåking av kalvinga i Forollhogna mai-juni 2005. – Intern rapport til villreinutvalget i Forollhogna.
- Bevanger, K., Falldorf, T. & Strand, O. 2005. Rv7-tunneler på Hardangervidda. Effekter for villrein. - NINA Rapport 106. 40 s.
- Bevanger, K., Hanssen, F. & Jordhøy, P. 2007. Villreinen i Ottadalsområdet. - NINA Rapport 227. 95 s.
- Bevanger, K. & Jordhøy, P. 2004. Villrein – fjellets nomade. – Naturforlaget, Oslo.
- Bevanger, K., Jordhøy, P., Reimers, E. & Strand, O. 2007. Reetablering av villreintrekk over Aursjømagasinet, Lesja og Nettet kommuner. Et kunnskapsgrunnlag. - NINA Rapport 266. 58 s.
- Björvall, A., Franzén, R., Nordkvist, M. & Åhman, G. 1990. Renar och rovdjur. - Naturvårdsverket Förlag. 296 s.
- Blefjell villreinutvalg 2010. Forvaltningsplan 2010-2012. 16 s.
- Bleich, V.C., Bowyer, R.T., Pauli, A.M., Vernoy, R.L., Anthers, R.W. 1990. Responses of mountain sheep to helicopter surveys. - California Fish and Game 76: 197-204.
- Boyle, S.A. & Samson F.B. 1985. Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. – Wildlife Society Bulletin 13: 110-116.
- Breitenmoser, U., Kaczensky, P., Dötterer, M., Breitenmoser-Wursten, C., Capt, S., Bernhart, F. & Liberek, M. 1993. Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. - Journal of Zoology 231: 449–464.
- Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Stahl, P., Vandel, J.M., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Capt, S. & Breitenmoser, U. 2007. Spatial and social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. - Wildlife Biology 13: 365-380.
- Brøseth, H., Tovmo, M. & Andersen, R. 2011. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2011. – NINA Rapport 757. 22 s.

- Brøseth, H. & Tovmo, M. 2012. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2012. - NINA Rapport 859. 23 s.
- Cameron., R.D. & Ver Hoef, J.M. 1994. Predicting parturition rate of caribou from autumn body mass. – *Journal of Wildlife Management* 58: 674–679.
- Clausen, B., Dam, A., Elvestad, K., Krogh, H.V. & Thing, H. 1980. Summer mortality among caribou calves in West Greenland. – Communication No. 66 from Viltbiologisk Station, Kalø, Denmark.
- Clutton-Brock, T.H., Stevenson, I.R., Marrow, P., MacColl, A.D., Houston, A.I. & McNamara, J.M. 1996. Population fluctuations, reproductive costs and life-history tactics in female Soay sheep. – *Journal of Animal Ecology* 65: 675–689.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2012. Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer tarandus tarandus* movements? - *Wildlife Biology* 18: 439-445.
- Côté, S.D. 1996. Mountain goat responses to helicopter disturbance. - *Wildlife Society Bulletin* 24: 681-685.
- van Dijk, J., Gustavsen L, Mysterud, A., May, R., Flagstad, Ø., Brøseth, H., Andersen, R., Andersen, R., Steen, H., Landa, A. 2008. Diet shift of a facultative scavenger, the wolverine, following recolonization of wolves. - *Journal of Animal Ecology* 77: 1183-1190.
- Direktoratet for naturforvaltning 2009. Strategi for forvaltning av hjortevilt. Verdsatt lokalt – anerkjent globalt. – DN Rapport 8. 60 s.
- Duchesne, M., Côte, S.D. & Barrette, C. 2000. Response of woodland caribou to winter eco-tourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. – *Biological Conservation* 96: 311-317.
- Dufour, P.A. 1980. Effects of noise on wildlife and other animals: Review of research since 1971. - No. 550/9-80-100. U.S. Environ. Protec. Agency, EPA. 97 s.
- Eftestøl, S., Colman, J.E., Gaup, M. & Dahle, B. 2004. Kunnskapsstatus – effekter av vindparker på reindriften. – Rapport Biologisk Institutt, UiO. 37 s.
- Eggerud, T. 1955. Den fredløse villreinen på Hardangervidda. - Innlegg i Drammens tidende, 11.02.1955. 2 s.
- Flagstad, Ø., Walker, C.W., Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Fernholm, B., Hufthammar, A.K., Wiig, Ø., Kojola, I. & Ellegren, H. 2003. Two centuries of the Scandinavian wolf population: patterns of genetic variability and migration during an era of dramatic decline. - *Molecular Ecology* 12: 869-880.
- Flagstad, Ø., Tovmo, M., Balstad, T., Johansson, M., Syslak, L., Eriksen, L. B., Hagen, M., Søgaard, C. D., Ellegren, H. & Brøseth, H. 2012. DNA-basert overvåking av den skandinaviske jervbestanden 2008-2011. - NINA Rapport 843. 30 s.
- Flydal, K., Hermansen, A., Enger, P.S. & Reimers, E. 2001. Hearing in reindeer (*Rangifer tarandus*). – *Journal of Comparative Physiology A* 187: 265-269.
- Flydal, K. & Reimers E. 2002. Lokale effekter av kraftledninger og vindmøller - S. 11-19 i Norges Forskningsråd (red.). Rapport fra REIN-prosjektet.
- Frengen, O., Karlsen, S., Kvam, T., Røv, N. & Skogland, T. 1983. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vest-Finnmark 1976 (Observations from a calving area of semi-domesticated reindeer. Silda island in western Finnmark 1976). - Viltrapport 24. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. 42 s.
- Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. 1975. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser 14. 41 s.
- Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - *Conservation Ecology* 6: 11. (<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>).
- Fryxell, J.M., Greever, J. & Sinclair, A.R.E. 1988. Why are migratory ungulates so abundant ? - *American Naturalist* 131: 781-198.
- Garås, H.G. 1997. Driftsplan Blefjell villreinområde 1997-2001. - Blefjell villreinutvalg, 16s. Stensil.
- Garås, H.G. 2004. Blefjellundersøkelsen 2004. Intervjuer og registreringer på Blefjell, samt sluttrapport for brukerundersøkelsen 2004, utført av elever ved VK1 skogklassen ved Tinius Olsens skole, Kongsberg, avd. Saggrenda. - Stensil. 13s.

- Geist, V. 1981. On the reproductive strategies in ungulates and some problems of adaptation. - S. 111-132 i Scudder, G.G.E. & Reval, J.D. (red). Evolution today. - Proc. 2nd. Int. Congr. Systematic and Evolutionary Biol. Hunt Institute for Botanical Documentation, Carnegie-Mellon Univ., Pittsburgh.
- Gervasi, V., Nilsen E.B., Sand, H., Panzacchi, M., Rauset G.R., Pedersen, H.P., Kindberg, J., Wabakken, P., Zimmermann, B., Odden, J., Liberg, O., Swenson, J.E. & Linnell, J.D.C. 2011. Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. - Journal of Animal Ecology. doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01928.x
- Gervasi, V., Nilsen E.B., Odden, J., Bouyer, Y. & Linnell, J.D.C. In manus. The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. Submitted to Animal Conservation.
- Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001a. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - Biological Conservation 97: 265-268.
- Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001b. The effects of disturbance on habitat use by black-tailed godwits *Limosa limosa*. - Journal of Applied Ecology 38: 846-856.
- Gill, J.A. & Sutherland, W.J. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behaviour desitions. - S. 51-64 i Gosling, M.L. & Sutherland, W.J. (red.). Behaviour and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. - Journal of Applied Ecology 33: 786-792.
- Gjershaug, J.O. 1994. Kongeørn. - S. 124-125 i Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). Norsk Fugleatlas. Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening.
- Gaare, E. 1984. Blefjell villreinområde. Taksering av beitene. - DVF Viltforskningen. Stensil. 2 s.
- Haftorn, S. 1971. Norges Fugler. - Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.
- Hagen, D., Bevanger, K., Hanssen F. & Thomassen, J. 2007. Dialogprosjektet "Felles politikk for fjellområdene". Kunnskapsplattform om naturinngrep, arealbruk og forstyrrelse i reinbeiteområdene i Selbu, Tydal, Røros og Holtålen kommuner. - NINA Rapport 225. 67 s.
- Halley, D., Nygård, T., Minagawa, M., Systad, G.H., Jacobsen, K.-O. & Johnsen, T.V. 2007. Rein som næring hos kongeørn i hekketida i et område i Finnmark undersøkt ved hjelp av stabil isotopteknikk. - Prosjektrapport 2004-2006. NINA Minirapport 192. 23 s.
- Harrington, F.H. & Veitch, A.M. 1991. Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador. - Arctic 44: 318-327.
- Harrington, F.H. & Veitch, A.M. 1992. Calving success of woodland caribou exposed to low-level jet fighter overflights. - Arctic: 213-218.
- Harrington, F.H. 2003. Caribou, military jets and noise: The interplay of behavioural ecology and evolutionary psychology. - Rangifer, Special issue No 14: 73-80.
- Heggberget, T. 1998a. Reproduksjon og dødelighet hos norsk villrein. Delrapport I. En gjennomgang og oppsummering av litteraturen. - NINA Oppdragsmelding 529. 22 s.
- Heggberget, T. 1998b. Reproduksjon og dødelighet hos norsk villrein. Delrapport II. Ovarieanalyse som metode. - NINA Oppdragsmelding 530. 19 s.
- Herfindal, I., Brøseth, H., Kjørstad, M., Linnell, J.D.C., Odden, J., Persson, J., Stien, A. & Tveeraa, T. 2011. Modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt. - En vurdering av ulike datasetts egnethet - NINA Minirapport 329. 24 s.
- Howlid, J. 2011. utfordringer i Blefjell Villreinutvalg. - Foredrag ved årsmøtet i Norsk Villreinråd 31.11.2011.
- Iuell, B., Bevanger, K. & Strand, O. 2005. Vidde, vei og villrein. - Villreinen 19: 66-70.
- Jacobsen, K.-O., Johnsen, T.V., Nygård, T. & Stien, A. 2011. Kongeørn i Finnmark. Prosjektrapport 2010 - NINA Rapport 680. 37 s.
- Jacobsen, K.-O., Systad, G.H., Nygård, T. & Johnsen, T.V. 2004. Kongeørnskader på rein i Finnmark. Prosjektrapport 2004. - NINA Minirapport 93. 18 s.
- Johnsen, T.V., Systad, G.H., Jacobsen, K.-O., Nygård, T. & Bustnes, J.O. 2007. The occurrence of reindeer calves in the diet of nesting Golden Eagles in Finnmark, northern Norway. - Ornis Fennica 84: 112-118.

- Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Blefjell – hyttebygging og villrein. - NINA Oppdragsmelding 843. 46 s.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 2009. Lufsjåtangen og Dagalitangen på Hardangervidda. Kunnskap og utfordringer i høve til villreintrekk og menneskeleg arealbruk. – NINA Rapport 412. 77 s. + vedlegg.
- Karlsen, S. 1978. Tap av bufe og rein og våre ørners forhold til disse dyra. – Viltrapport 6, DVF, Viltforskningen, Trondheim. 59 s.
- Kjelvik, O., Nybakk, K., Kvam, T., Overskaug, K., Sørensen, O.J. & Sunde, P. 1998. Tap av rein i et rovdryrområde. - S. 110-118 i Kvam, T. (red.). NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Store rovdryrs økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte 8. Kap 3.5.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S. & Ronkainen, S. 2004. Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. – Journal of Zoology, London 263: 229-235.
- Kojola, I., Tuomivaara, J., Heikkinen, S., Heikura, K., Kilpeläinen, K. Keränen, J., Paasivaara, A. & Ruusila, V. 2009. European wild forest reindeer and wolves: endangered prey and predators. – Annales Zoologici Fennici 46: 416-422.
- Kvam, T., Sunde, P. & Overskaug, K. 1998a. Byttedyrvalg hos gaupe: Betydningen av kjønn for byttedyrstørrelsen. – S. 89-93 i Kvam, T. (red.): NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Store rovdryrs økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte 8. Kap 3.2.
- Kvam, T., Sunde, P. & Overskaug, K. 1998b. Matvaner hos gaupe i Nord-Trøndelag. – S. 94-104 i Kvam, T. (red.): NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Store rovdryrs økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte 8. Kap 3.2.
- Kvam, T., Aune, A., Due, R., Ingerslev, T., Kjelvik, O., Overskaug, K., Sørensen, O.J. & Vedal, O. 2003. Tap av rein i et rovdryrområde. - Telemetribasert undersøkelse av tap av rein-kalv i Luru reinbeitedistrikt 1997-1998. - HiNT Utredning 42: 1-25.
- Landa, A., Strand, O., Linell, J.D.C. & Skogland, T. 1998. Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. - Canadian Journal of Zoology 76: 448–457.
- Landa, A., Strand, O., Jordhøy, P. & Skogland, T. 1998. Jerven og dens byttedyr i Snøhettaområdet. – S. 19-25 i Kvam, T. & Johnson, B. (red.). NINA Temahefte 8.
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J.H., Valnes, F., Fox, J.L., Holland, Ø. & Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. – NINA Fagrapport 50. 44 s.
- Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., André, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, a., May, R., Dahle, B. & Swenson, J.E. 2003. Potensielle leveområder for store rovdryr i Skandinavia: GIS - analyser på et økoregionalt nivå. - NINA Fagrapport 64. 31 s.
- Langvatn, R. & Andersen, R. 1991. Støy og forstyrrelser - metodikk til registrering av hjortedyrs reaksjon på militær aktivitet. – NINA Oppdragsmelding 98. 51 s.
- Linnell, J.D., Aanes, R. & Andersen, R. 1995. Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. - Wildlife Biology 1: 209-223.
- Linnell, J.D., André, H., Odden, J., Liberg, O. & Andersen, R. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. - Environmental Management 27: 869-879.
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C, Odden, J., Nilsen, E.B. & Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). - Journal of Zoology 265: 63-71.
- Lott, D.L. & McCoy, M. 1995. Asian rhinos *Rhinoceros unicornis* on the run? Impact of tourist visits on one population. - Biological Conservation 73: 23-26.
- Lurås, E. & Flaget, Ø. 2006. Villrein på Blefjell – vaksomhet og flukt-/fryktavstand. – B.Sci. oppgave. Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad. 42 s.
- Maier, J.A.K., Murphy, S.M., White, R.G. & Smith, M.D. 1998. Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. - Journal of Wildlife Management 62: 752-766.
- Mahoney, S.P., Abbott, H., Russell, L.H. & Porter, B.R. 1990. Woodland caribou calf mortality in Insular Newfoundland. – S. 592-599 i Myrberget, S. (red.). Transactions XIX IUGB

- Congress, September 1988, Trondheim Norway. The Norwegian Institute for Nature Research.
- Mahoney, S.P. & Schaefer, J.A. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. – *Biological Conservation* 107: 147-153.
- Mattisson, J. 2011. Interactions between Eurasian Lynx and Wolverines in the Reindeer Husbandry Area. - Doctoral Thesis, Faculty of Resources and Agricultural Sciences, Department of Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, P. & Segerström, P. 2011. Influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. - *Journal of Mammalogy* 92:1321-1330.
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Persson, J. & Andrén, H. 2011. Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? - *Biological Conservation* 144: 3009–3017.
- Mattisson, J., Persson, J., Andrén, H. & Segerström, P. 2011. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx (*Lynx lynx*), and a facultative scavenger, the wolverine (*Gulo gulo*). - *Canadian Journal of Zoology* 89:79-89.
- May, R.F., Van Dijk, J.J., Wabakken, P., Swenson, J.E., Linnell, J.D.C., Zimmermann, B., Odden, J., Pedersen, H.C., Andersen, R. & Landa, A.M. 2008. Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. - *Journal of Applied Ecology* 45: 1382-1391.
- May, R., Van Dijk, J., Landa, A. & Andersen, R. 2010. Spatio-temporal ranging behaviour and its relevance to foraging strategies in wide-ranging wolverines. *Ecological Modelling*: 936-943.
- May, R., Van Dijk, J., Andersen, R. & Landa, A. 2009. Wolverines in a Changing World. Final report of the Norwegian Wolverine Project 2003-2007. - NINA Rapport 434. 43 s.
- May, R., Gorini, L., Van Dijk, J., Brøseth, H., Linnell, J.D.C. & Landa, A. 2012. Habitat characteristics associated with wolverine den sites in Norwegian multiple-use landscapes. - *Journal of Zoology (EarlyView)*.
- Miller, D.R. 2003. Caribou response to human activity: research and management. – *Rangifer Special Issue No 14*: 89-93.
- Miller, F.L. & Broughton, E. 1974. Calf mortality on the calving ground of Kaminuriak caribou, during 1970. – *Canadian Wildlife Service Report* 26.
- Moa, P.F., Austmo, L.B. & Kvam, T. 2006. Gaupa i Nord-Trøndelag og Fosen 1994-2005. En populærvitenskapelig fremstilt kunnskapsstatus. - Høgskolen i Nord Trøndelag. Utredning 69.
- Mysterud, A. 2010. Still walking on the wild side? Management actions as steps towards "semi-domestication" of hunted ungulates. -*Journal of Animal Ecology* 47: 920-925.
- Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Odden, J. & Andersen, R. 2009. Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. - *Journal of Animal Ecology* 78: 741-751.
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006. Predation by golden eagle *Aquila chrysaetos* on semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland. - *Wildlife Biology* 12: 393-402.
- Nellemann, C., Vistnes I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. - *Biological Conservation* 113: 307-317.
- NFR (Norges forskningsråd) 2002. Rapport fra REIN-prosjektet. – NFR Rapport, Oslo. 45 s.
- Nybakk, K., Kjelvik, O. & Kvam, T. 1999. Golden eagle predation on semidomestic reindeer. - *Wildlife Society Bulletin* 27: 1038–1042.
- Nybakk, K., Kjelvik, O., Kvam, T., Overskaug, K. & Sunde, P. 2002. Mortality of semi-domestic reindeer *Rangifer tarandus* in central Norway. - *Wildlife Biology* 8: 63-68.
- Odden, J., Herfindal, I., Linnell, J.D. & Andersen, R. 2008. Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *Journal of Wildlife Management* 72:276-282.

- Odden, J., Linnell, J.D., Andersen, R., Moa, P., Kvam, T. & Herfindal, I. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. - *Journal of Wildlife Management* 66: 98-105.
- Odden, J., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. - *European Journal of Wildlife Research* 52: 237-244.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., m.fl. I manus. Gaupa Østafjells. NINA Temahefte
- Pedersen, V., Linnell, J.D.C., Andersen, R., Andrén, H., Lindén, M. & Segerström, P. 1999. Winter lynx *Lynx lynx* predation on semidomestic reindeer *Rangifer tarandus* in northern Sweden. - *Wildlife Biology* 5: 203-211.
- Persson, J. 2005. Wolverine female reproduction: reproductive costs and winter food availability. - *Canadian Journal of Zoology* 83: 1453-1459.
- Persson, J. & Brøseth, H. 2011. Järv i Skandinavien – status och utbredning 1996-2010. – NINA Rapport 732. 39 s.
- Persson, J., Wedholm, P. & Segerström, P. 2010. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia. - *European Journal of Wildlife Research* 56: 49-57.
- Prestbakmo, H. & Skjenneberg, S. 1991. Inngrep i reinbeiteland. Følger for rein og reindrif. - Småskrift nr. 2. Reindriftsadministrasjonen, Alta. 24 s.
- Pruitt Jr., W.O. 1979. A numerical "Snow Index" for reindeer *Rangifer tarandus* winter ecology (Mammalia, Cervidae). - *Annales Zoologici Fennici* 16: 271-280.
- Pulliaainen, E. 1980. Predation on the wild forest reindeer in Kuhmo, eastern Finland. – S. 677-680 i Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. (red.). Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp., Røros, Norway 1979. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.
- Reimers E, 1984. Virkninger av menneskelig aktivitet på rein og caribou: En litteraturstudie. - Rapport 1984:9. - NVE- Vassdragsdirektoratet. Natur- og landskapsavdelingen, Oslo, Norge.
- Reimers E. 1986. Rein og menneskelig aktivitet: En litteraturstudie. - Kraft og miljø 12. NVE-Vassdragsdirektoratet. Natur- og Landskapsavdelingen, Oslo, Norge.
- Reimers, E. 1994. Frykt og fluktadferd hos villreinen i Sør-Norge. – *Villreinen* 8: 54-57.
- Reimers, E. 2001. Kraftlinjer og villrein i Ottadalen Nord. – *Villreinen* 15: 102-105.
- Reimers, E. 2005. Villreinstammen i Norefjell-Reinsjøfjell. – *Villreinen* 19: 92-94.
- Reimers, E. 2008. Vurdering av Norsk turistutvikling AS utkast til "Nordstul-området. Forstudie for å kartlegge områdets muligheter for å utvikles som et reisemål" i relasjon til villreinen i Blefjell. - Rapport til Norsk Turistutvikling AS. 13 s.
- Reimers, E. & Colman, J.E. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer tarandus*) response towards human activities. – *Rangifer* 27: 55-70.
- Reimers, E., Colman, J., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000a. Frykt- og fluktavstander hos villrein. – *Villreinen* 14: 76-80.
- Reimers, E., Colman, J., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000b. Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis. - *Rangifer Special Issue No. 12*: 112.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, E., Colman, J.E. & Gaare, E. 2007. Effects of a power line on migration and average use of wild reindeer. – *Biological Conservation* 134: 484-494.
- Reimers, E., Eftestøl, S. & Colman, J.E. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. - *Journal of Wildlife Management* 67: 747-754.
- Reimers, E., Loe, L.E., Eftestøl, S. Colman, J.E. & Dahle, B. 2009. Effects of Hunting on Response Behaviors of Wild reindeer. – *Journal of Wildlife Management*. 73: 844-851.
- Reimers, E., Miller, F.L., Eftestøl, S., Colman, J.E. & Dahle, B. 2006. Flight by feral reindeer in response to a directly approaching human on foot or on skis. – *Wildlife Biology* 12: 367-377.
- Reimers, E., Røed, K.H., Flaget, Ø. & Lurås, E. 2010. Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. - *Rangifer* 30: 45-59.
- Reimers, E. & Svela S. 2001. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. - *Alces* 37: 303-313.
- Rettie, W.J. & Messier, J. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. – *Ecography* 23: 466-478.

- Roffe, T.J. 1993. Perinatal mortality in caribou from the porcupine herd, Alaska. - *Journal of Wildlife Diseases* 29: 295-303.
- Røed, K. 2009. Foredrag på Lampeland kurs og konferansesenter 16. april 2009.
- Røed, K.H., Flagstad, Ø., Nieminen, M., Holand, O., Dwyer, M.J., Røv, N. & Vilà, C. 2008. Genetic analyses reveal independent domestication origins of Eurasian reindeer. - *Proc. Biol. Sci.* 275: 1849-1855.
- Schmidt, K., Jedrzejewski, W. & Okarma, H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. - *Acta Theriologica* 42: 289-312.
- Skogland, T. 1989. Comparative social organization of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. - *Advances in Ethology* 29. Suppl. to *Zeitschrift für Tierpsychologie*. Paul Parey Verlag, Berlin. 74 s.
- Skogland, T. 1983. Villreinstammen i Snøhetta og vassdragsutbygging – S. 85-93 i Gravem, T.H. (red.). *Grøvvassdraget, Natur og Kultur*. Sunndalsøra.
- Skogland, T. 1986a. Betydningen av naturinngrep for villreinen i Snøhetta. - *Hognareinen* 2: 52-57.
- Skogland, T. 1986b. Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway. - *Rangifer Special Issue No. 1*: 267-272.
- Skogland, T. 1989. Natural selection of wild reindeer life history traits by food limitation and predation. - *Oikos* 55: 101-110.
- Skogland, T. 1993. Villreines bruk av Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 245: 23.
- Skogland, T. 1994. Villrein - fra urinnvåner til miljøbarometer. - N.W. Damm & Søn A.S. Teknologisk forlag. 143 s.
- Skogland, T., Gaare, E. & Mølmen, Ø. 1981. Virkningen av naturinngrep på villreinstammen i Snøhetta. - S. 53-71 i Kjos-Hanssen, O., Gunnerød, T.B., Mellquist, P. & Dammerud, O. (red.). *Symp. om Vassdragsregulerings virkning på vilt*. NVE-DVF, Oslo/Trondheim.
- Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Store rovdyrs innvirkning på hjortevilt i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. – NINA Fagrapport 63. 75 s.
- Strand, O. 2007. Kongeørn og villrein. – *Villreinen* 21: 26-30.
- Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2006. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. – NINA Rapport 131. 67 s.
- Stockwell, C.A., Bateman, G.C. & Berger, J. 1991. Conflicts in National Parks: a case study of helicopters and bighorn sheep time budgets at the Grand Canyon. - *Biological Conservation* 56: 317-328.
- Swenson, J.E., Støen, O.-G., Zedrosser, A., Kindberg, J., Brunberg, S., Arnemo J.M. & Sahlén, V. 2010. Bjørnens status og økologi i Skandinavia. Rapport fra det skandinaviske bjørneprosjektet til miljøverndepartementet. - Rapport 3 fra Det skandinaviske bjørneprosjektet. 50 s.
- Sæther, B.-E., Andersen, R., Hjeljord, O. & Heim, M. 1996. Ecological correlates of regional variation in life history of the moose *Alces alces*. - *Ecology* 77: 1493-1500.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N.G. & Henaug, C. 2003a. Sammenhengen mellom simlens størrelse, kalveproduksjon og rovvilttap i år med svært ulike beiteforhold. - NINA Oppdragsmelding 774. 14 s.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Henaug, C. & Yoccoz, N.G. 2003b. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer. – *Oecologia* 137: 370-376.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N.G., Ims, R.A., Aanes, R. & Hogda, K.A. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? - *Oikos* 116: 706-715.
- Tveraa, T., Ballesteros, M., Bårdsen, B.-J., Fauchald, P., Lagergren, M., Langeland, K., Pedersen, E. & Stien, A. 2012. Rovvilt og reindrif. Kunnskapsstatus i Finnmark. - NINA, Trondheim.
- UNEP 2001 (Nellemann, C., Kullerud, L., Vistnets, I., Forbes, B.C., Foresman, T. Husby, E., Kofinas, G.P., Kaltenborn, B.P., Rouaud, J., Magomedova, M., Bobiwash, R.,

-
- Lambrechts, C., Shei, P.J., Tveitdal, S., Grøn O. & Larsen, T.S.) GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. - UNEP/DEWA/TR.01-3.
- Vistnes, I. 2008. Impacts of Human Development and Activity on Reindeer and Caribou Habitat Use. – PhD Thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Vorkinn, M. 2003. Ferdsel ut fra hytter i Rondane midt og sør. – Rapport til Oppland fylkeskommune, Lillehammer. 139 s.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution and population dynamics of wolves on the Scandinavian Peninsula, 1978–1998. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 710–725.
- Whitten, K.R., Garner, G.W., Mauer, F.J. & Harris, R.B. 1992. Productivity and early calf survival in the Porcupine herd. – *Journal of Wildlife Management* 56: 201-212.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. - *Polar Research* 19: 63-73
- Young, D.D. & McCabe, T.R. 1998 Grizzly bears and calving caribou: what is the relation with river corridors? - *Journal of Wildlife Management* 62: 255-261.



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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2393-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger