

Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge - en kunnskapsoversikt

John D. C. Linnell
Øystein Flagstad
John Odden
Silje Vang
Jenny Mattisson



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 Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

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.

Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge - en kunnskapsoversikt

John D. C. Linnell
Øystein Flagstad
John Odden
Silje Vang
Jenny Mattisson

Linnell, J. D. C., Flagstad, Ø., Odden, J., Vang, S. & Mattisson, J.
(2016) Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge - en kunnskapsoversikt. - NINA Rapport 1255. 68 s.

Trondheim, juni 2016

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2906-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

John Linnell & Silje Vang

KVALITETSSIKRET AV

Morten Kjørstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Norunn Myklebust

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Fylkesmannen i Oppland

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Sandberg

FORSIDEBILDE

Jon M. Arnemo

NØKKELOORD

Jerv

Gulo gulo

Forvaltning

Konflikt

Sør-Norge

Genetikk

Høsting

Rovviltnemnder

KEY WORDS

Wolverine

Gulo gulo

Management

Conflict

South Norway

Genetics

Hunting

Management boards

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Linnell, J. D. C., Flagstad, Ø., Odden, J., Vang, S. & Mattisson, J. (2016) Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge - en kunnskapsoversikt. - NINA Rapport 1255. 68 s.

Rovviltnemnda i region 3 (Oppland) fikk i 2015 i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet å koordinere arbeidet med en samordning av forvaltningen av den sørnorske jervestammen. I denne rapporten gir vi bakgrunnsinformasjon om økologi, bestandsstatus og genetikk hos jerv i Sør-Norge etter oppdrag fra nemnda. Rapporten identifiserer også elementer man bør ta hensyn til i den videre planleggingsprosessen.

Jerv i Sør-Norge har vært gjenstand for flere ulike økologiske studier og en omfattende overvåkingsaktivitet siden 1980-tallet. Årlige registreringer av aktive hilokaliteter har vært det viktigste overvåkingsverktøyet i hele perioden, og metoden har vært standardisert siden midten av 1990-tallet. Dette arbeidet har blitt supplert med innsamling av genetiske prøver siden 2000. Bestandsestimatene samsvarer godt når de to overvåkingsmetodene sammenlignes, men i de første årene med hitellinger kan antall registrerte ynglinger være noe for lavt. Siden den første reproduksjonen i nyere tid ble registrert i Dovrefjell i 1979 har antall årlige ynglinger økt til en rekord på 28 verifiserte ynglinger i Sør-Norge i 2015. I løpet av denne perioden er totalt 380 ynglinger verifisert. Utbredelsen av reproduserende tisper har spredt seg østover i løpet av perioden. Den sørnorske bestanden henger nå sammen med den større bestanden i Midt- og Nord-Skandinavia.

Antallet jerv som er skutt årlig under lisensjakt og gjennom skadefellinger har økt betydelig siden jakten ble gjenåpnet i 1998, og i 2015 ble det felt 70 jerver. Til sammen er 489 jerver skutt i Sør-Norge mellom 1998 og 2015. Av disse er 238 skutt under den årlige lisensjakten, og 251 er felt gjennom skadefellinger. Tilgjengelig kunnskap om demografien i jervebestanden viser at en økning i høstingsrate fra 10 % til 20 % sannsynligvis vil endre en positiv vekstrate i bestanden til en negativ. Høstingsratene i den sørvestlige delen av jervebestanden (vest for Østerdalen) har de siste årene vært på et nivå som kan forklare de siste års nedgang i individuell overlevelse. Til tross for at et stort antall jerver har blitt skutt hvert år har bestanden holdt seg over de regionale bestandsmålene.

Det har vært uttrykt bekymring over den genetiske statusen til den sørnorske bestanden siden tilbakekomsten. En ny analyse av dataene indikerer at det har vært tilstrekkelig genflyt fra øst (koblet til de svenske og nordlige skandinaviske bestandene) mot vest til at innavl er unngått. Dette har også ført til en reduksjon i genetisk differensiering i den vestlige delen av bestanden. Det er derimot fortsatt noen genotyper (to mikroalleler) som hovedsakelig finnes i den vestlige delen av den sørnorske jervebestanden. Det er bare noen få individer som har disse genotypene øst for Østerdalen.

Forvaltningen har benyttet ulike former for geografisk differensiert forvaltning siden 1990-tallet. Dagens ordning med en regional forvaltning styrt av regionale politiske nemnder ble innført etter 2003. Nemndene har benyttet lisensjakt og skadefelling til å regulere bestandsstørrelsen og forme utbredelsen til jerv. Nemndene har lyktes i å la den lille bestanden i de vestlige områdene utvide seg slik at den nå er tilknyttet hovedbestanden i Skandinavia. Forvaltningen har også lyktes i målsettingen om å hindre utbredelsen av jerv til de vestlige og sørvestlige fylkene i Norge. Det har imidlertid vært store svingninger i antall ynglinger mellom år innenfor de ulike forvaltningsregionene. Ufordringen skyldes blant annet at de individuelle sonene er for små i utstrekning til å kunne omfavne de store leveområdene til jervene. Det er videre vanskelig å forvalte små bestander da tilfeldige hendelser i bestanden kan ha uforholdsmessig store effekter på antall jerv. Denne planlagte samordningen av jerveprioriterte områder og fordelingen av bestandsmål vil kunne bedre forutsigbarheten i effektene av ulike forvaltningsgrep. En mulig ordning kan være at de aktuelle nemndene samarbeider om å håndtere en felles sørnorsk jervesone med et felles bestandsmål på tilsvarende måte som ulven i dag forvaltes i samarbeid mellom to

rovviltneemnder. For å unngå tap av sau til jerv er det viktig at saueholdet i jerveprioriterte områder tilpasses til jervens tilstedeværelse. Inntil nå har det ikke vært tilstrekkelig koordinering mellom viltforvaltning og landbruksmyndigheter til å få til nødvendige tilpasninger.

I forvaltningen av kontroversielle ressurser er det urealistisk å forvente konsensus om en bestemt løsning, og man må forsøke å finne akseptable kompromiss. Alle løsninger vil innebære avgjørelser som utvilsomt vil være upopulære hos ulike brukergrupper. Vi kommer med konkrete forslag til prosesser som kan hjelpe de ansvarlige nemndene i å designe en felles sørnorsk jervesone. Vi illustrerer utfordringene med plassering av en felles jervesone i Sør-Norge, og gir eksempler på hvilke datagrunnlag som kan benyttes som grunnlag for soneringen. Det finnes mange måter å vektlegge ulike hensynene opp mot hverandre. Det er avgjørende at vektlegging av disse verdibaserte hensynene ikke gjøres av forskere eller forvaltere alene. Vi gir konkrete eksempler på hvordan vektlegging av ulike hensyn kan skje, og anbefaler at det i den videre prosessen brukes en rådgivningsgruppe bestående av forskere, forvaltere, nemndsmedlemmer (alle berørte rovviltneemnder representert) og berørte brukere (næring, jakt, naturvern og friluftsliv).

En relativt kompakt sone av lignende størrelse som dagens, men med en mer avrundet form vil begrense antall husdyrprodusenter som er påvirket av jerv, og dette vil gjøre det enklere å gjennomføre investeringer i nødvendige strukturelle endringer i saueholdet. En større jervesone vil spre påvirkningen av jerv ut over et større område. Dette vil redusere presset på enkelte husdyrprodusenter, men vil minske forutsigbarheten og gjennomføre de nødvendige strukturelle endringer i husdyrproduksjonen som hindrer tap. Inkludering av områder øst for Østerdalen vil øke levedyktigheten til de sørnorske jervene på grunn av tilknytning til en større sammenhengende bestand i sentrale og nordlige Skandinavia, og vil tillate jerv å leve i områder prioritert for ulv og bjørn som også har langt mindre konfliktpotensial i forhold til husdyr. Områder vest for Østerdalen vil sikre bevaring av to sjeldne genotyper som ikke finnes andre steder i Skandinavia, og vil tillate jerven å leve i alpine nasjonalparker hvor deres tilstedeværelse både er av stor symbolsk betydning, og et sentralt element nødvendig for at parkene oppfyller sine bevaringsmål om komplette økosystem. Det er vanskelig å tenke seg en stor sone uten å komme i konflikt med enten tamrein, sau, eller begge deler, og samtidig tilfredsstille andre hensyn. Det kan dermed være en løsning å dele opp i to soner. Det totale arealet vil bli noe større, og man må regne med at området mellom sonene blir vanskelig å ha helt uten fra jerv.

John D. C. Linnell (john.linnell@nina.no), Øystein Flagstad (oystein.flagstad@nina.no), John Odden (john.odden@nina.no), Silje Vang (silje.vang@nina.no) & Jenny Mattisson (jenny.mattisson@nina.no), Norsk institutt for naturforskning.

Abstract

Linnell, J. D. C., Flagstad, Ø., Odden, J., Vang, S. & Mattisson, J. (2016) Samordning av forvaltning av jerv i Sør-Norge - en kunnskapsoversikt - NINA Rapport 1255. 68 s.

This report contains background information on the ecology, population status and genetics of wolverines in south Norway. It is presented within a context that is relevant for the regional large carnivore management boards in their work as they try to improve the level of coordination between the different regions that together hold the responsibility for the southern Norwegian population.

Wolverines have been subject to various ecological studies and monitoring activities in south Norway since the 1980's. The number of natal dens registered each year has been the main monitoring tool during the whole period, and gradually became more systematic and standardised since the mid 1990's. This has been supplemented by non-invasive genetic sampling from faeces and urine since 2000. Comparisons of the data sets indicate a good correspondence between the two monitoring methods, although the early years of the den monitoring are likely to have underestimated the numbers of dens. Since the first post-recolonisation reproduction in Dovrefjell in 1979 the number of documented annual reproductions (natal dens) has increased to a record of 28 documented in south Norway in 2015. During this period a total of 380 reproductions have been documented. During this period the distribution of reproductive wolverines has spread eastwards such that the south Norwegian population is now continuous with the south Swedish population and the larger population in central and northern Scandinavia.

The numbers of wolverines shot each year in the annual license hunt and by state employees in lethal control operations has increased dramatically since hunting was opened again in 1998. This increase peaked in 2015 with 70 wolverines registered shot. From 1998 to the end of 2015 a total of 489 wolverines have been shot in south Norway, 238 by hunters in the annual license hunt, and 251 by state employees in lethal control operations. Modelling of wolverine demography indicates that increasing harvest rates from 10 to 20% can turn a positive growth rate into a negative growth rate. The observed harvest rates in the western part of the population (west of the Østerdalen valley) are at a level which is sufficient to explain the recently observed decline in individual wolverine survival rates and the overall decline in the size of this population segment. Despite the large numbers of wolverines being shot each year, the population has generally remained above the goals set by the regional authorities.

There have been concerns about the genetical status of the population since its recovery. A new analysis of the data indicates that there has been enough gene flow from the east (connected to the Swedish and northern Scandinavian populations) to the west to prevent inbreeding. This has also led to a reduction in the genetical differentiation of the western part of the population. However, there are still a few genotypes (2 microsatellite alleles) that are mainly found in the western segment of the population and nowhere else in Scandinavia. Only a few individuals have carried these genotypes east of Østerdalen.

Various forms of zoning have been in use since the 1990's, with the latest version stemming from the period after 2003 when the system of regional management was introduced. This system has tried to use hunting and lethal control to both regulate numbers and shape the distribution of wolverines. In the broad scale management has successfully allowed the small population in the western areas to expand so that it is now connected to the main Scandinavian population. They have also succeeded in preventing the expansion of wolverines to the western and south-western counties of Norway where there is no goal for their recovery. On a finer scale, zoning has not been as successful because an average of 40 to 50% of annual reproductions still occur outside the areas prioritised for wolverines which means they are inside areas prioritised for livestock production. There has also been extreme between year fluctuations in the numbers of reproductions detected within each of the individual management regions where each has its

own goal. The problem is simply that the individual zones are too small to embrace the large home ranges of wolverines. A further problem is that it is almost impossible to manage populations within any degree of precision when goals are set for such small numbers of animals. Simple random events will have disproportionately large effects on the outcome. The existence of sharp borders between wolverine prioritised areas in one region and areas with high densities of livestock in livestock prioritised areas in the neighbouring region also weaken the effectiveness of zoning.

The implication is that zoning and the distribution of population goals need to be much more coordinated across south Norway. When taking into account the size of wolverine movements and the size of the overall population goal one solution is to come up with a single common zone and a common population goal for all of south Norway. The conflict with livestock depredation has persisted even within wolverine prioritised zones because there has not been a large enough scale effort to adapt the form of husbandry or form of animal production to wolverine presence. Successful zoning implies that active measures be taken to adapt livestock production to wolverine presence inside their zones, as much as the use of lethal control and hunting of wolverines outside the zones.

When considering the size and location of such a zone there are a number of trade-offs. A relatively compact zone (15.000 to 25.000 km²) minimises the number of influenced livestock producers and allows a more focused investment in adapting livestock husbandry systems. However, it increases a sense of "unfairness" among those livestock producers who have to adapt. Adopting broad zones may be viewed as more "fair", but makes it much harder to adapt husbandry over even larger areas. The fundamental choice is whether there is a will to make large scale changes to livestock production to prevent depredation within limited areas, or if the strategy is to simply continue paying large amounts of compensation for livestock lost across large areas.

Placing the zone along the border to Sweden will increase viability through connectivity with the larger Scandinavian population, and will allow wolverines more into the boreal forest areas within the present day wolf and bear zones where there are far fewer potential conflicts with sheep. However, the alpine areas further west contain the rare genotypes that are of conservation interest as well as many national parks that aspire to conserve a high alpine ecosystem and its fauna, of which wolverines are indisputably a highly symbolic part.

John D. C. Linnell (john.linnell@nina.no), Øystein Flagstad (oystein.flagstad@nina.no), John Odden (john.odden@nina.no), Silje Vang (silje.vang@nina.no) & Jenny Mattisson (jenny.mattisson@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning	9
2 Metode	10
2.1 Hvor kommer vår kunnskap om jerv i Sør-Norge fra?	10
3 Utvikling av den sørnorske jervebestanden	12
3.1 Hiregistreringer	12
3.2 DNA-baserte bestandsestimater	18
4 Utvikling i uttak gjennomlisensfelling og ekstraordinære fellinger	20
5 Bestandsdynamikk hos den sørnorske jerven	22
6 Genetisk analyse av den sørnorske jervebestanden	25
7 Jerv og forvaltning av verneområder	33
7.1 Fordeling av jerv i Sør-Norge med hensyn til verneområder	33
7.2 Mål for forvaltning av Sør-Norges nasjonalparker og tilhørende landskapsvernområder	34
7.3 Jervens økologiske rolle	35
7.4 Implikasjoner for forvaltningen	35
8 Konflikter knyttet til jerv	37
9 Forvaltningsverktøy for å handtere konflikter	39
9.1 Øke kunnskap	39
9.2 Endringer i husdyrholdet	39
9.3 Lisensfelling og skadefelling	39
9.4 Sonering	40
9.5 Hvor kan jerv leve i Sør-Norge?	40
9.6 Hvor kontinuerlig må en bestand være for å sikre konnektivitet?	41
9.7 Optimal størrelse og form på jervesoner	41
9.8 Plassering av områder prioritert for jerv	43
9.9 Erstatning	44
10 Revidering av soneforvaltning for jerv i Sør-Norge – forslag til veien videre	46
11 Referanser	52
Vedlegg	56
Vedlegg 1: Verneformål med nasjonalparker og landskapsvernområder i Sør-Norge	56
Vedlegg 2: Demographic analysis of wolverines in south Norway	61
(by Vincenzo Gervasi)	61
Vedlegg 3: Metodebeskrivelse for genetiske analyser	67

Forord

Forvaltning av jerv har vært omstridt helt siden jerven begynte å reprodusere igjen i Sør-Norge på slutten av 1970-tallet. I årene siden har vår kunnskap om jervebestanden økt betydelig. Dessverre er konfliktene rundt jerven fortsatt mange, og det finnes ingen enkel løsning. Enhver forvaltningsbeslutning vil innebære avveininger mellom ulike motstridende interesser. Vårt mål med denne rapporten er å gi beslutningstakere en oppdatert kunnskapsplattform, slik at beslutninger kan tas på best mulig kunnskapsgrunnlag. Vi vil rette en stor takk til Fylkesmannen i Oppland for oppdraget og muligheten som vi har fått til å formidle våre forskningsresultater i en utfordrende forvaltningskontekst. Formidling til mulige brukere av vår forskning er en viktig motivasjon i vårt arbeid. Stor takk til Stefan Blumentrath og Megan Sara Nowell for hjelp med GIS-analyser. Vi vil også takke Vincenzo Gervasi for hans bidrag til statistisk analyser, Henrik Brøseth og Mari Tovmo i Rovdata som hjulpet med tilgang til overvåknings data, og Kari Sivertsen for hjelp med layout.

15.4.2016

John Linnell

1 Innledning

De siste 40 årene har vi hatt en vedvarende konflikt rundt jerv og forvaltningen av jerv (Landa m.fl. 2000). Forvaltningen har endret seg mye i perioden. Virkemidlene har vekslet mellom totalfredning til lisensfelling og bruk av ekstraordinær felling. Forvaltningsmyndighet har blitt flyttet mellom ulike forvaltningsnivåer som Fylkesmannen, Jervenemnder, Direktoratet for naturforvaltning (Miljødirektoratet) og nå de regionale rovviltnemndene. En periode med såkalt kjerneområdeforvaltning på 1990-tallet banet vei for dagens forvaltningssystem med rovdyprioriterte og beiteprioriterte soner innenfor rovviltregionene i Norge.

Rovviltnemnda i region 3 (Oppland) fikk i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet å starte arbeidet med en bedre samordning av forvaltningen av den sørnorske jervestammen, blant annet som følge av bekymring over mangel på koordinering mellom forvaltningsregionene. NINA ble leid inn for å gi en oppdatert kunnskapsplattform som støtte til dette arbeidet, og vi gir her en kort oppsummering av følgende emner:

- Kunnskap om jervebestandens utbredelse og utvikling
- En oversikt over biologisk kunnskap om bestanden
- Analyser av effekten av jakt, hiuttak og skadefelling på bestandens utbredelse og utvikling
- En genetisk analyse som prøver å gi svar på graden av genetisk isolasjon innenfor den sørnorske jervebestanden som er et viktig premiss for forvaltningen.

Rapporten er ment å gi bakgrunnskunnskap og identifisere viktige elementer man bør ta hensyn til i den videre planleggingsprosessen.

2 Metode

Denne rapporten oppsummerer kunnskap fra vitenskapelige artikler, masteroppgaver, doktorgradsavhandlinger og rapporter som er publisert de siste 30 årene. Data på reproduksjon og dødelighet hos jerv er hentet fra Rovbase (www.rovbase.no). I tillegg presenterer vi nye upubliserte analyser av den genetiske situasjonen for jerv i Sør-Norge, samt nye analyser av bestandsstørrelse og individuell overlevelse. Dataene er basert på DNA innsamlet gjennom overvåkingsprogrammet for store rovdyr (www.rovdata.no). Informasjon om verneformålet i verneområder er hentet fra www.lovdata.no. Når informasjonen er knyttet til forvaltningssoner og verneområder refererer vi alltid til dagens grenser, og man må være oppmerksom på at disse kan ha endret seg.

2.1 Hvor kommer vår kunnskap om jerv i Sør-Norge fra?

I en global sammenheng, har jerven vært lite studert inntil de siste to tiårene. En stor andel av kunnskapen om denne arten er fra Skandinavia, utført av følgende prosjekter:

Høyfjellsøkologiprojektet (1988–1995). Dette prosjektet var det første storskalaforsøket på å benytte radiotelemetri for å studere jerv i Skandinavia, og var sentrert til Dovrefjellområdet. Prosjektet bidro til en grunnleggende forståelse av jervens økologi (Landa m.fl. 1997, 1998).

Jervens økologi: konflikter og tiltak (1996–2002). Dette prosjektet fortsatte å samle grunnleggende økologiske data på jervens økologi. Hovedfokusområdet var i Troms, men det inkluderte også studier av jervepredasjon på sau i Sør-Norge (Landa et al. 1998, 2001).

Jerv i en verden i endring (2003–2007). Dette prosjektet fokuserte på radio- og GPS merkede jerver i Sør-Norge, og dekket områder i den alpine sonen og den boreale skogen. Prosjektet undersøkte jervens habitatbruk, diett, romlig økologi og predasjon på sau (May m.fl. 2008).

Prosjekter i nordlige Skandinavia (1990–2016). Det har vært nesten kontinuerlig forskningsaktivitet på jerv i nordlige Skandinavia siden tidlig 1990-tallet. Området med lengst kontinuitet er Sarek i Sverige (Persson m.fl. 2006, 2010). Det ble senere startet studier i Troms (1996–2002; Landa m.fl. 2001), Troms og Finnmark (2007–2014, Mattisson m.fl. 2015), og Nord-Trøndelag (2011–2016). Dette arbeidet er komplettert med langtidsstudier av tamrein (e.g. Tveraa m.fl. 2012, 2014).

Overvåkning. Registrering av jervehi har blitt benyttet til å overvåke bestandsutviklingen i Sør-Norge siden 1980-tallet (Landa m.fl. 1998). I starten var dette arbeidet uten standardiserte metoder for datainnsamling, tolkning eller rapportering. Registrering av hi ble gjennomført av ulike forskningsprosjekter, fylkeskommunen eller lokal fjelltjeneste. Fra 1993 ble innsatsen for å samle data i Sør-Norge økt (Landa m.fl. 1998), men det var ikke før oppstarten av det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt i 2001 (www.rovdata.no) at koordinerte og systematiserte søk, vurderinger og registrering begynte. Dette programmet koordinerer nå overvåkingsarbeidet og benytter standardiserte prosedyrer, og har vært i stand til å rekonstruere tidligere data tilbake til 1996 (Persson & Brøseth 2011). Før dette var dataene fragmenterte og sannsynligvis ufullstendige. Siden 2001 har hitellinger vært supplert med årlig DNA basert overvåking av den totale bestanden ved å benytte DNA fra innsamlet avføring, urin, hår og vev. Lignende overvåkingsdata er tilgjengelig fra Sverige, selv om den intensive DNA-baserte overvåkingen ikke har vært like omfattende tilbake i tid (Persson & Brøseth 2011).

De fleste studiene har vært gjennomført i det nordlige Skandinavia i forbindelse med spørsmål knyttet til jervens demografi og predasjon på tamrein, men det er også vært gjennomført en rekke studier i Sør-Norge. Til sammen har disse studiene gitt oss en meget god forståelse av de generelle trekkene ved jervens økologi i hele Skandinavia, men det er fortsatt noen kunnskapshull

(Linnell & Tveraa 2015). Intensiteten av DNA basert overvåking av den sørnorske jervebestanden har gitt et unikt grunnlag for å studere populasjonsutviklingen samt å kvantifisere parametere forbundet med individuell spredning, arealbruk og overlevelse (Gervasi m.fl. 2014; Bischof m.fl. 2016).

3 Utvikling av den sørnorske jervebestanden

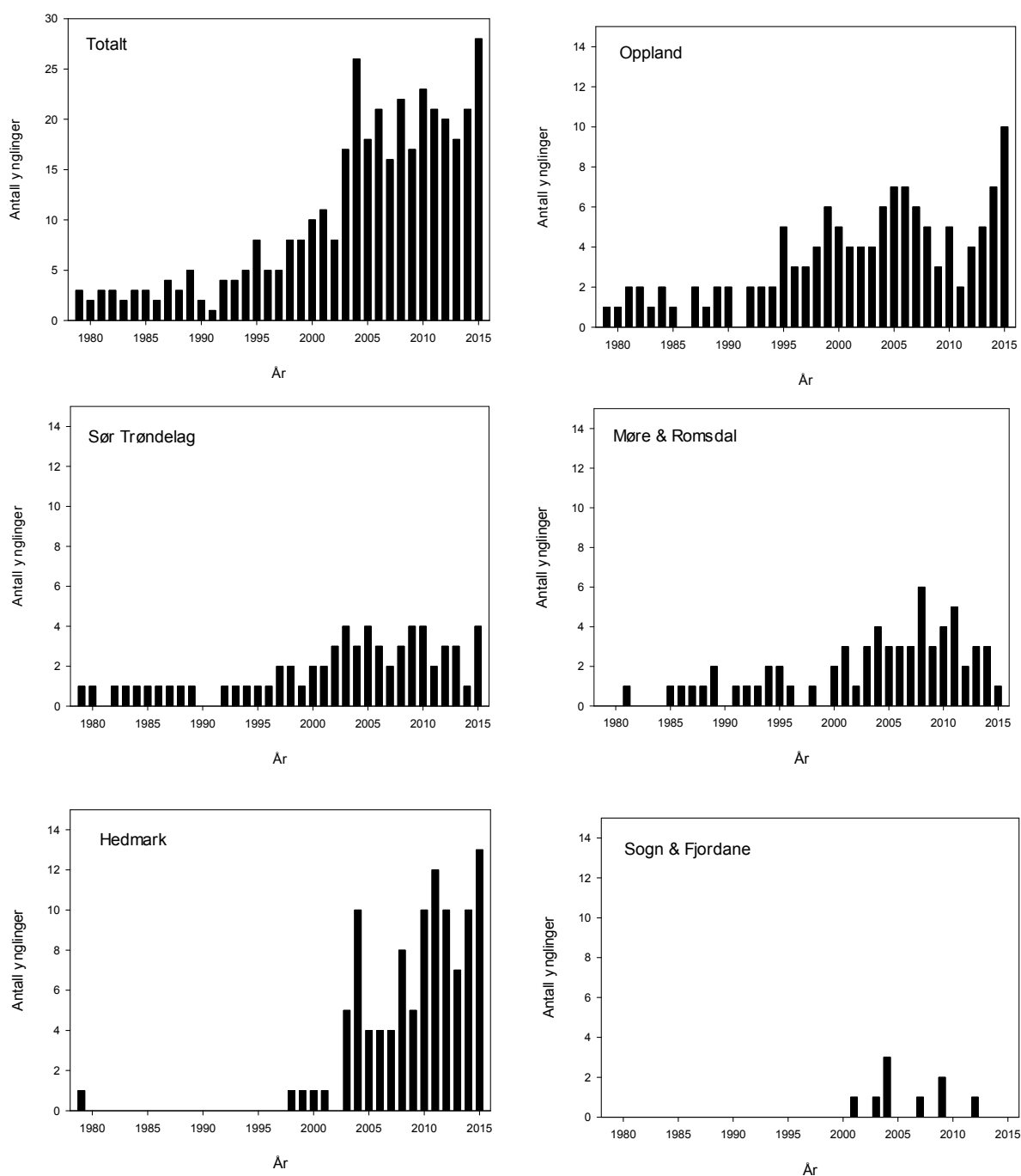
Data er samlet inn fra ulike kilder. Heggberget & Myrberget (1980) og Landa m.fl. (1997, 1998, 2000) er de viktigste kildene for perioden fra 1979 til 1995. Data fra Persson & Brøseth (2011) er benyttet for perioden fra 1996 til 2000. Fra 2001 til 2015 er data hentet fra de årlige overvåkingsrapporter utgitt av det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt (www.rovdata.no). For visualisering av situasjonen i Sør-Norge har vi utelatt data fra Nord-Trøndelag, selv om fylket er en del av rovviltregion 6.

3.1 Hiregistreringer

Da jerven ble fredet i 1973 var den antatt utryddet i Sør-Norge. Det ble likevel dokumentert en yngling i Snøhettaområdet i 1979. Det ble først antatt at ynglingen var et resultat av kolonisering fra Sverige (Landa m.fl. 2000), men senere genetiske analyser indikerte at noen få enkeltindivider må ha overlevd i sør (Flagstad m.fl. 2004). Siden 1979 er det dokumentert ynglinger hvert år i Sør-Norge.

For å undersøke hvor nøyaktig hitellinger er i overvåkingen av bestandsutviklingen hos jerv har vi sammenlignet tallene fra hitellingene med DNA-baserte estimater fra det sørlige Skandinavia (Gervasi m.fl. 2014). Hiovervåkning er i stor grad basert på å undersøke kjente hilokaliteter (lokalitetene blir ofte gjenbrukt), og Gervasi m.fl. (2014) viste at det er større sannsynlighet for å påvise ynglinger i årene etter at hilokaliteten først er oppdaget. Dette resulterer i en "læringseffekt", der en økning i antall hi funnet i de første årene av et overvåkingsprogram ikke nødvendigvis gjenspeiler en reell økning i bestanden (Gervasi m.fl. 2014). Denne effekten vil minke i løpet av årene etter hvert som antall kjente hilokaliteter øker. Dette betyr at man kan ha underestimert antall hi i de første årene (fra 1979 frem til begynnelsen av 2000-tallet da det nasjonale overvåkingsprogrammet startet opp), mens man de senere år har hatt mer nøyaktige tall på antall hi. Siden 2003 har man kunnet sammenligne bestandsstørrelsen basert på hitellinger med bestandsstørrelsen beregnet med genetiske metoder, og det er en svært høy korrelasjonsgrad for perioden 2003 til 2013 (seksjon 3.2.1).

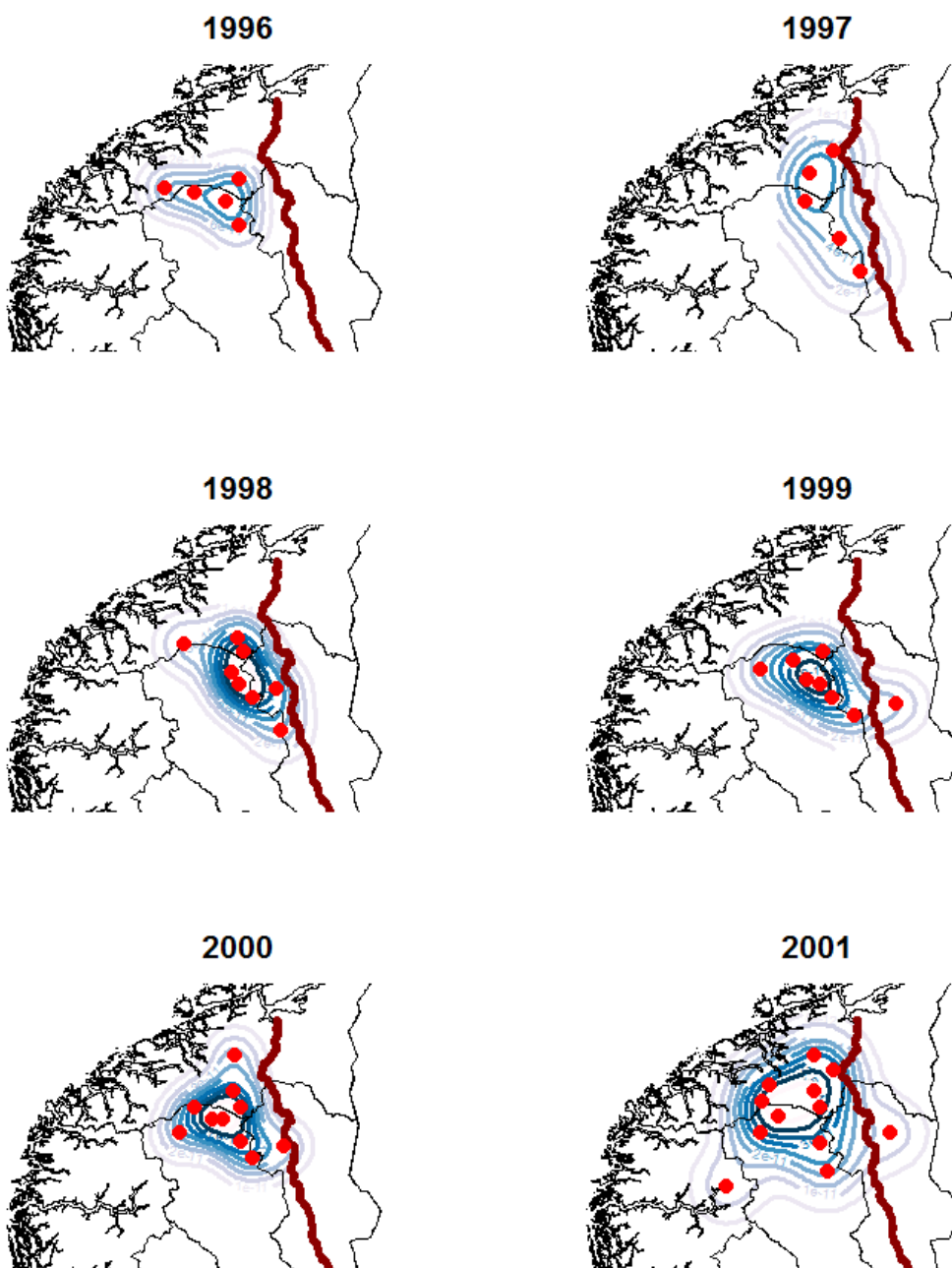
Antall verifiserte hi kan deles inn i flere faser (**Figur 1**). Årene 1979–1994 er en relativt stabil periode med ikke mer enn fem ynglinger verifisert hvert år. Årene 1995–2002 viser en gradvis økning i antall verifiserte hi med mellom fem og ti hvert år. Fra 2003 til nå har antallet hi variert mellom 16 og 28? hvert år. På grunn av utfordringer med metoden som er forklart ovenfor, er det sannsynlig at det var en mer gradvis økning i bestandsstørrelsen enn det som dataene gir inntrykk av. Hitellingene siden 2003 er av høy kvalitet, og representerer en av verdens mest intensivt overvåkede rovdyrbestander.

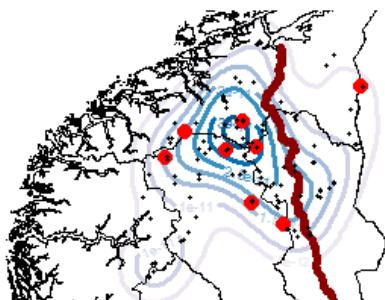
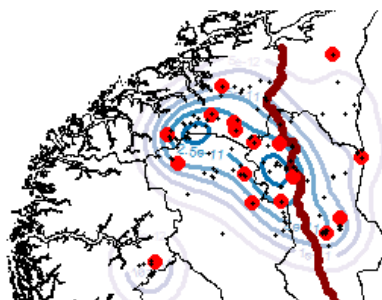
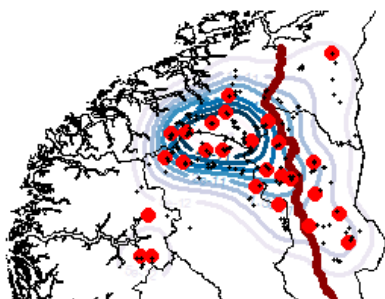
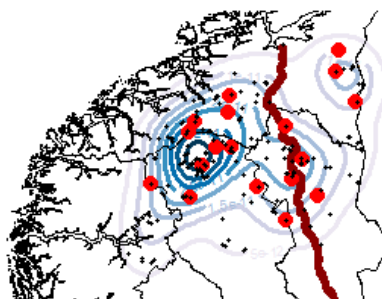
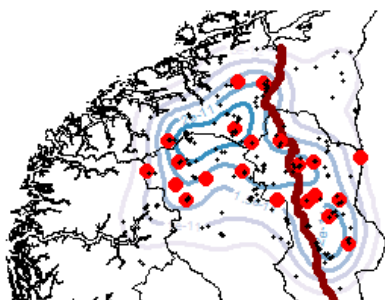
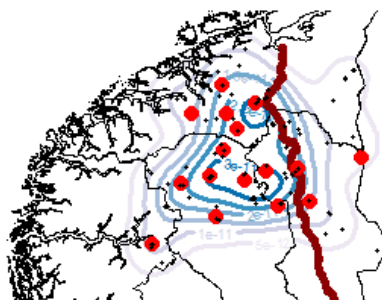


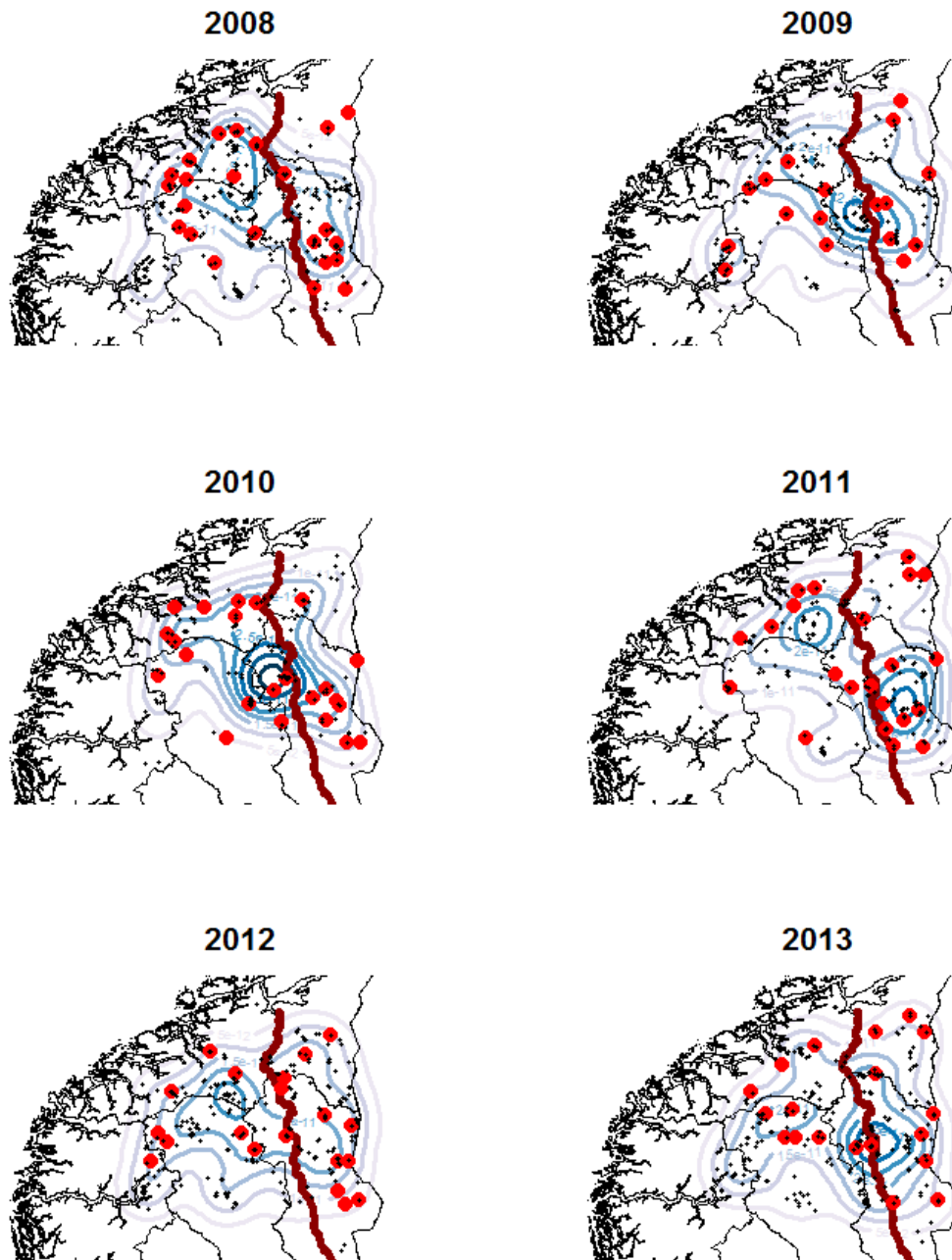
Figur 1. Utvikling i antall jervynglinger i Sør-Norge fra 1979 til 2015. Intensiteten i overvåkingsinnsatsen har endret seg i perioden (se teksten).

Jerven i Sør-Norge har økt både i antall og i utbredelse. Fram til 1998 var ynglinger kun påvist i Dovrefjell, Sunndalsfjella og Rondane. Fra 1999 begynte ynglinger å forekomme regelmessig øst for riksvei 3 (som følger Østerdalen) og videre mot vest og sør, inkludert en utvidelse i nord-øst til Sogn og Fjordane (**Figur 2**). Jervebestanden i Sør-Norge var isolert frem til 1997, med den nærmeste delen av den nordlige skandinaviske bestanden 350 km unna, i sørlige deler av Nordland og Västerbotten. Siden da har bestandene effektivt vokst sammen, med regelmessige

ynglinger av jerv i Nord-Trøndelag, Jämtland og Dalarna. Det er nå en mer eller mindre kontinuerlig populasjon som strekker seg gjennom Skandinavia fra 61°N (Elverum / Mora) til 70°N (nordlige Finnmark).

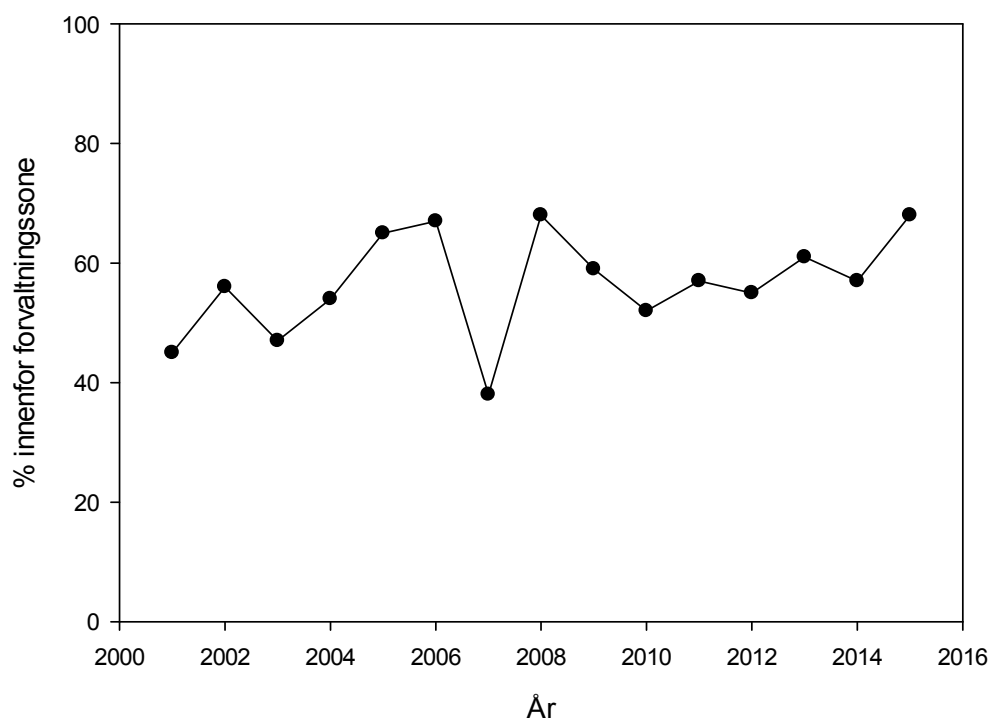


2002**2003****2004****2005****2006****2007**

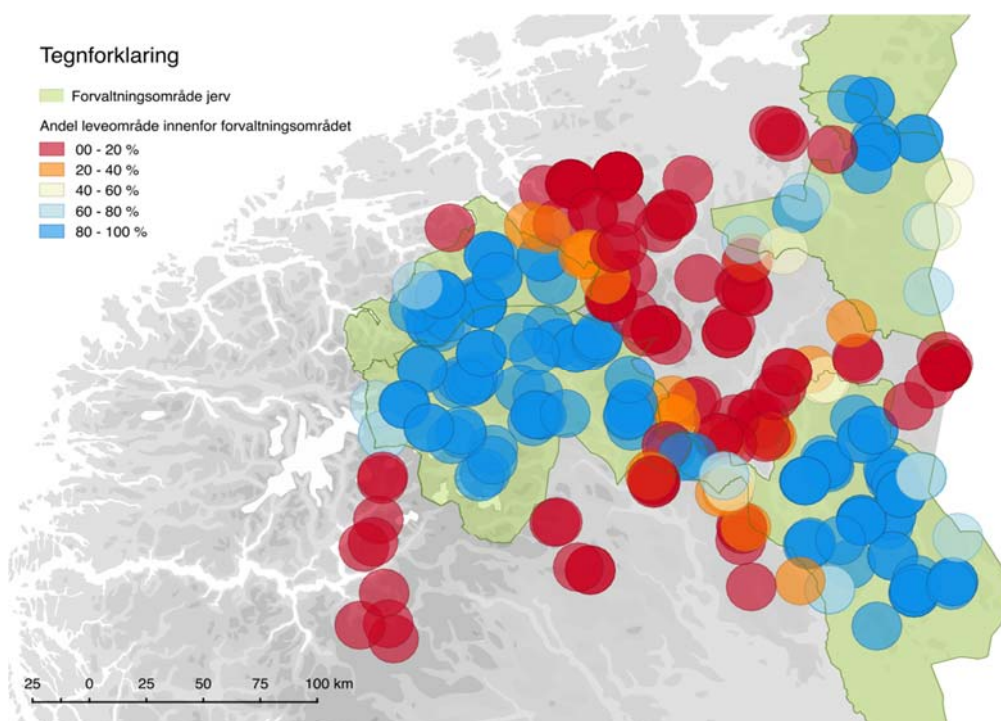


Figur 2. Antall jervehi (røde prikker) påvist i Sør-Norge hvert år fra 1979 til 2013. Vær oppmerksom på at data før 1996 er av noe dårligere kvalitet (se teksten). De blå konturene er en kernel-funksjon som illustrerer fordelingen av individer fanget opp på DNA. Den brune linjen viser det genetiske skille mellom delbestander (se nedenfor).

Gjennom det meste av perioden 1979–2013 har det vært ulike former for soner som har hatt som mål å holde jerv innenfor visse områder. **Figur 3** og **Figur 4** viser at kun mellom 50 og 60 % av de registrerte jervehiene har vært innenfor grensene for dagens sone.



Figur 3. Andelen jervehi (2001–2015) innenfor dagens jervesone i Sør-Norge.



Figur 4. Jervehi (2001–2015) bufret med et tenkt leveområde på 400 km² sett i forhold til forvaltningsområdene for jerv. Fargen på sirkelen angir andelen av det tenkte leveområdet som er innenfor dagens forvaltningssone.

3.2 DNA-baserte bestandsestimater

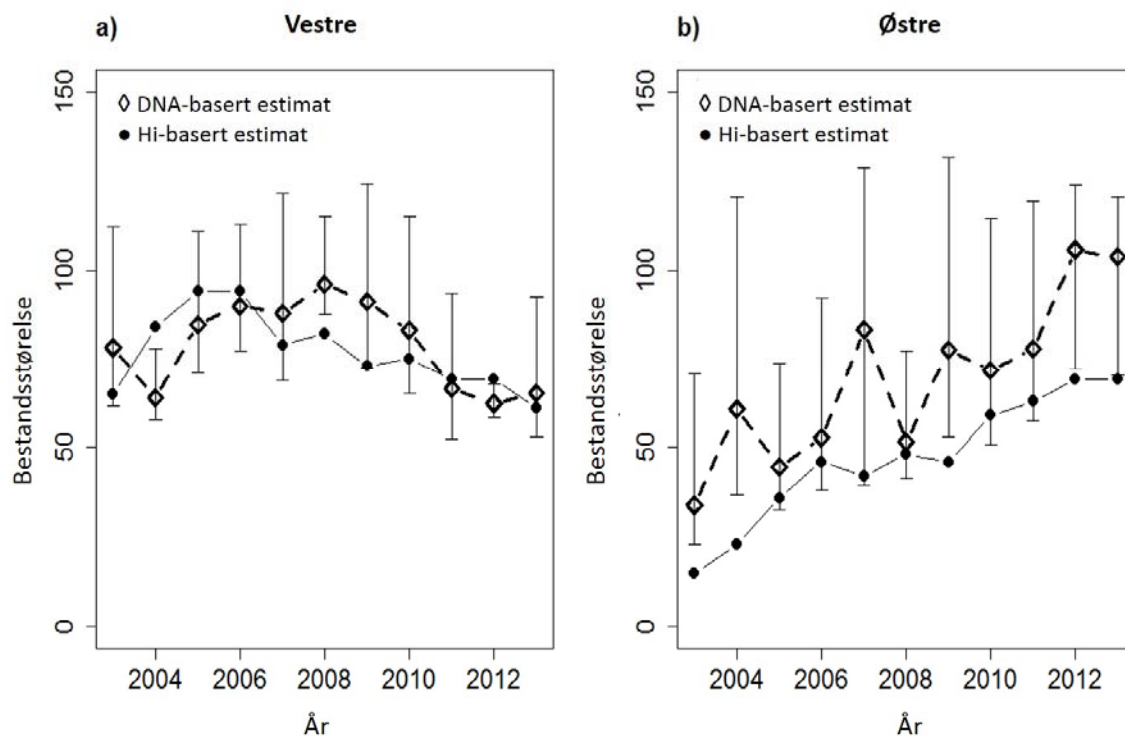
Overvåkingssystemet for jerv i Norge er hovedsakelig basert på telling av årlige ynglinger (www.rovdata.no). Det er mulig å beregne en sannsynlig bestandsstørrelse ut fra antall hi der som man gjør visse antagelser i forhold til fødsel- og dødsrater i bestanden (Landa m.fl. 1998; Persson & Brøseth 2011). Det er også mulig å bruke de individuelle DNA-profilene til å direkte anslå størrelsen av den totale bestanden ved hjelp av såkalte "fangst-gjenfangst" analyser med et mål på nøyaktigheten av registreringene.

Fangst-gjenfangstanalysene er basert på genetiske data samlet inn mellom 2002 og 2013 i Sør-Skandinavia, det vil si sør for vei E14 som fungerer som et skille mellom den nordlige og sørlige delen av den skandinaviske jervebestanden. Avhengig av den geografiske plasseringen av prøvene ble de klassifisert som tilhørende Sørvest-Norge (vest for riksvei 3), Sørøst-Norge (øst for riksvei 3) eller Sør-Sverige (sørøst for E14, østover fra riksgrensa). Ekskrement er samlet på snø langs jervespor, i løpet av en tremånedersperiode fra midten av februar til midten av mai hvert år, etter jaktsesongen og før årsungene begynner å følge mora bort fra hiet. Dette resulterte i et datasett på 3 652 genetiske prøver, som hører til 619 jerveindivider eldre enn ett år. I tillegg ble det tatt prøver av muskelvev fra 308 jerver skutt under lisensjakt i Sør-Norge i løpet av samme tidsperiode, og brukes til å matche identiteten med de som er samlet gjennom andre genetiske prøver.

Det første skrittet var å beregne sannsynligheten for å oppdage et gitt individ innenfor et gitt år (**Tabell 1**). Hanner hadde høyere sannsynlighet for å bli oppdaget enn hunner, men forskjellene mellom områdene var ikke signifikant. Sammenlignet med mange lignende studier er disse oppdagelsesratene svært høye. Basert på disse estimatene av oppdagelsesrate, ble estimater for populasjonsstørrelse for de to områdene i Norge produsert.

Tabell 1. Gjennomsnittlig årlig oppdagbarhet i DNA-basert overvåking for jervetisper og hannjerver i Sør-Norge og Sør Sverige.

Område	Kjønn	Gj.snitt oppdagbarhet
Sørvest Norge	Hunn	0.54
Sørvest Norge	Hann	0.77
Sørøst Norge	Hunn	0.35
Sørøst Norge	Hann	0.59
Sør Sverige	Hunn	0.48
Sør Sverige	Hann	0.67

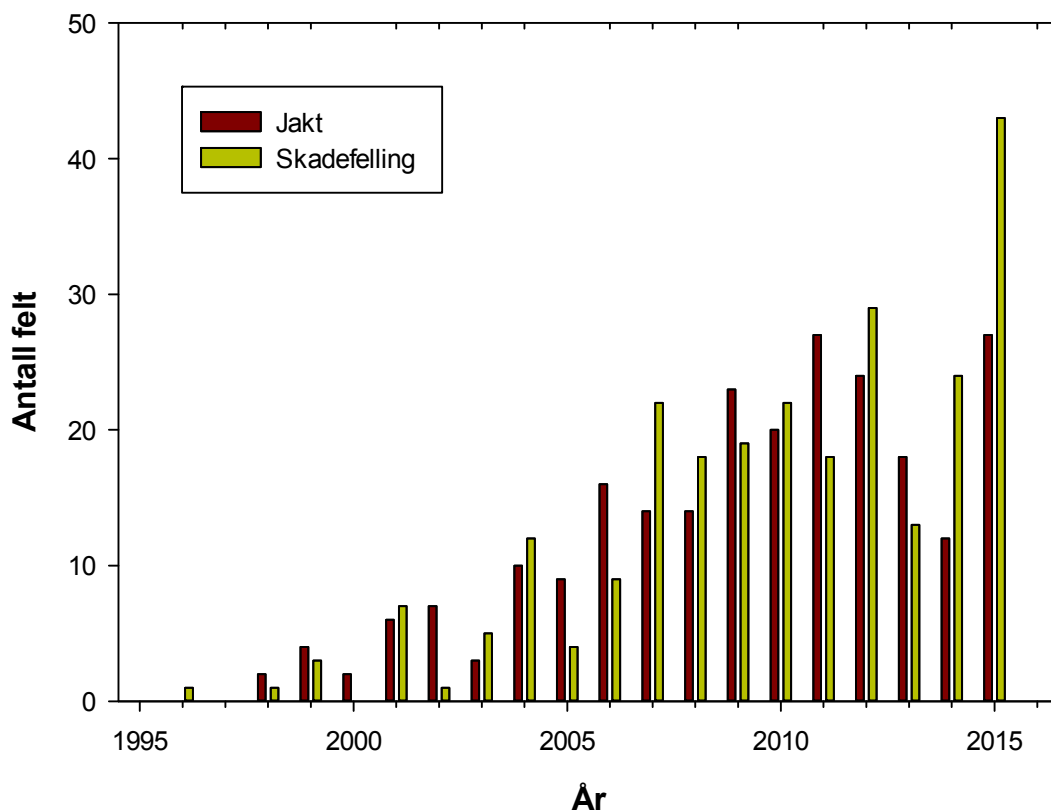


Figur 5. Endringer i bestandsstørrelsen for jerv i den vestre og østre delen av bestanden (delt av riksvei 3 i Østerdalen) fra 2003 til 2013. Beregninger er gjort med fangst-gjenfangstanalyser og ekstrapoleringer basert på årlig registreringer av antall jervehi.

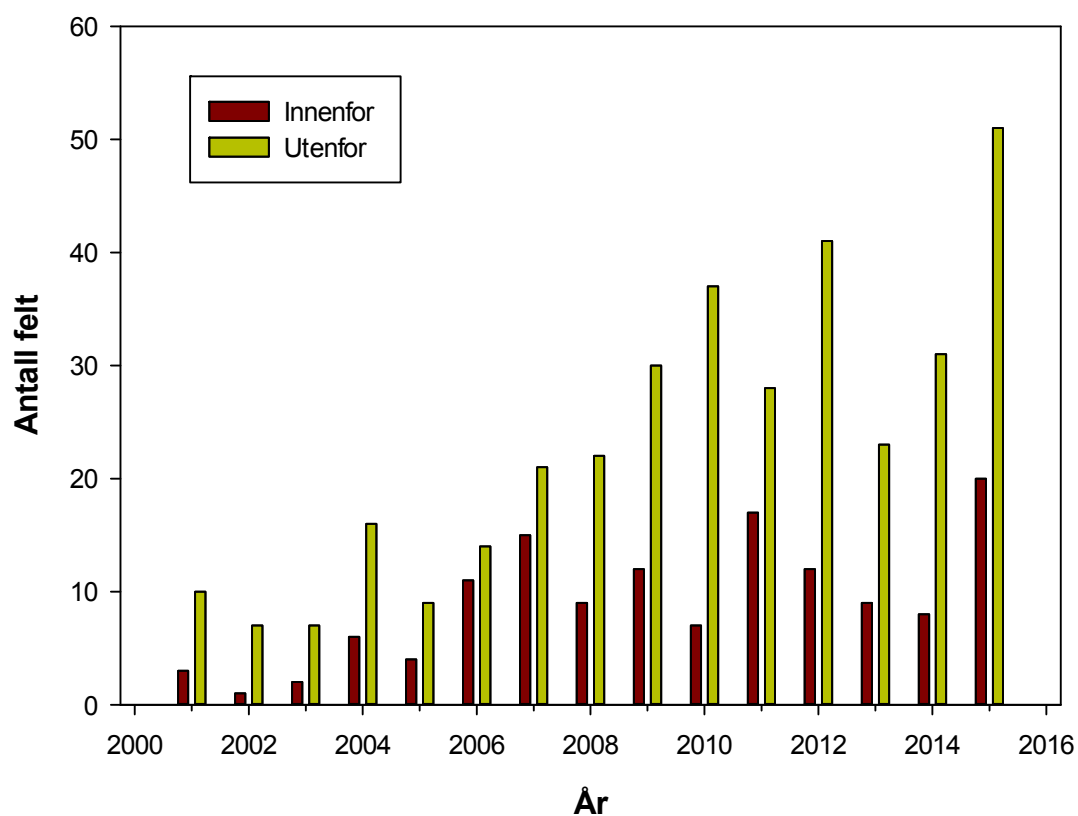
DNA-baserte estimater viser lignende mønstre som hibaserte estimater i perioden 2003–2013 (**Figur 5**). Antall jerv i området vest for riksvei 3 (**a**) økte noe frem til 2008, toppet seg på rundt 90 individer, men har deretter falt sakte til rund 60 individer. I motsetning har området øst for riksvei 3 (**b**) vist en konstant økning fra under 40 individer i 2003 til over 100 individer i 2013.

4 Utvikling i uttak gjennomlisensfelling og ekstraordinære felling

Jerven ble fredet i Sør-Norge i 1973. Det var ikke før 1998 at det ble åpnet for lisensfelling i Sør-Norge. Siden er 489 jerv skutt under lisensjakt eller gjennom ekstraordinære felling (Figur 6). Jerv har blitt avlivet både innenfor og utenfor forvaltningssonene. I gjennomsnitt er 27 % drept innenfor jerveprioriterte områder i Sør-Norge (Figur 7).



Figur 6 Utvikling i antall jerv skutt under lisensfelling og ved skadefelling.



Figur 7. Antall jerv skutt (lisensfelling og skadefellinger samlet) i perioden 2001–2015 innenfor og utenfor dagens jerveprioriterte soner.

5 Bestandsdynamikk hos den sørnorske jerven

Jervebestanden i Sør-Norge beskattes intensivt både gjennom lisensfelling og skadefellinger. Størrelsen på jervebestanden skal reguleres gjennom felling til de bestandsmålene som er satt for de respektive rovviltregionene (4 i region 3, 5 i region 5, 3 i region 6 (kun i Møre & Romsdal), og 4 i region 6 (kun i Sør-Trøndelag)). Felling skal i tillegg styre den geografiske fordelingen av jerv i samsvar med de beiteprioriterte og rovviltprioriterte områdene satt av de regionale rovvilt-nemndene.

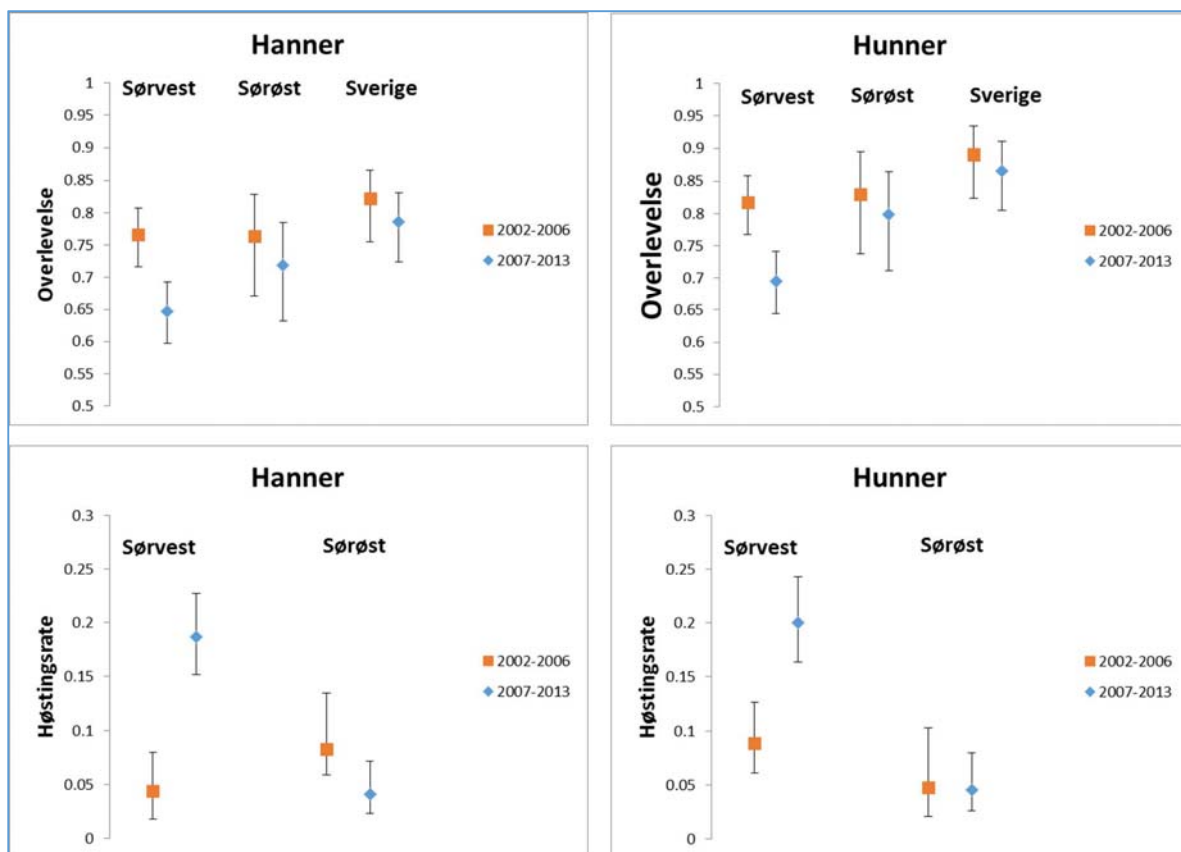
Et sentralt spørsmål er å se på effekten av uttak på jervebestanden. Ved bruk av individer identifisert fra innsamlet DNA og fangst-gjenfangst statistikk kan man estimere årlig overlevelse (andelen dyr som overlever fra et år til det neste) og høstingsrater (andelen av bestanden som blir skutt hvert år). Dette bygger på populasjonsestimatene som er presentert i 3.2.1.

Vi presenterer her estimater for sannsynlig overlevelse og høstingsrate for jerv i hver av de tre geografiske områdene (Sørvest-Norge, Sørøst-Norge og Sør-Sverige) (**Figur 8**). I Sørvest-Norge er det en signifikant forskjell i overlevelse mellom perioden 2002–2006 og perioden 2007–2013. I alle områdene er det en tendens til lavere overlevelse for hanner enn for hunner. Overlevelsen er relativt lik i Sørvest-Norge og Sørøst-Norge fram til 2006, men fra 2007 er overlevelsen lavere i Sørvest-Norge. Overlevelsen var høyere i Sverige i begge periodene enn på norsk side av grensen. I Sverige er det ikke lisensfelling på jerv.

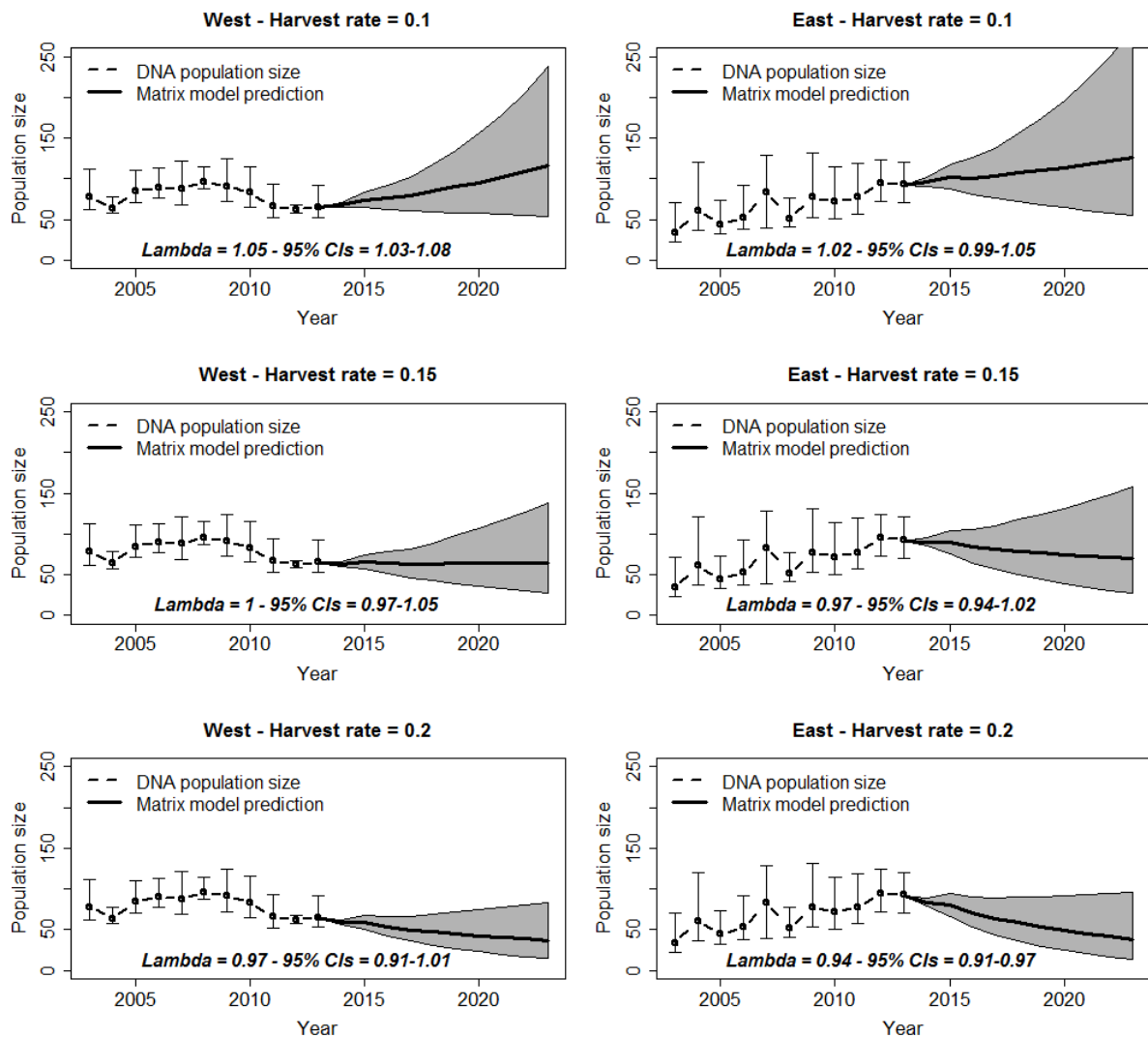
Vi ser det samme mønsteret i beregningene av høstingsrater. De to områdene i Sør-Norge viste en lik høstingsrate frem til 2006 (i gjennomsnitt mellom 5–10 %, se **Figur 8**). I perioden fra 2007–2013 har høstingsraten vært konstant i Sørøst-Norge, men har blitt doblet i Sørvest-Norge både for hanner og hunner.

Forskjellene i overlevelse mellom Norge og Sverige reiser spørsmål om hvordan de ulike forvaltningsregimer i landene påvirker hverandre. Norge har som målsetting å begrense jervebestanden i både antall og utbredelse, mens Sverige har som mål å ekspandere jervebestanden i sør. Analyser av individuelle DNA-data (Gervasi m.fl. 2015) dokumenterer tydelig kompensere innvandring for perioden 2002–2013. Dette impliserer at flere jerver vandrer fra Sverige til Norge enn motsatt, og sannsynligheten for at jerver vandrer fra Sverige til Norge øker med høyere høstingsnivå i Norge. Selv med et høyt høstingsnivå i grenseområdene opprettholdes populasjonsstørrelsen i Norge delvis på grunn av at høstingen kompenseres av jerver som vandrer inn fra Sverige. Norsk forvaltning fungerer dermed som en «sink» for jervebestanden i Sverige, og dette kan forsinke den ønskede ekspansjonen av jervebestanden i Sverige. Denne effekten er spesielt sterk innenfor 50 km avstand fra grensen.

Ved hjelp av DNA-baserte data på individuell overlevelse, høstingsrater og bestandsstørrelse, sammen med informasjon om jervens demografiske rater hentet fra publiserte studier, estimerte vi sannsynlig påvirkning av ulike høstingsrater på jerv i delbestandene øst og vest for rv 3 (se **Vedlegg 2**). Resultatene viser at høsting trolig leder til bestandsreduksjon ved et uttak på mellom 10 og 20 % av bestanden (**Figur 9**). Det er viktig å huske at det alltid er en høy grad av usikkerhet når slike analyser utføres på små bestander. De observerte høstingsratene er på et nivå som er høyt nok til å forårsake en bestandsreduksjon i området vest for rv 3.



Figur 8. Overlevelsesrater (sannsynligheten for et individ å overleve fra et år til det neste) for jerv i Sør-Norge, vest og øst for rv 3, og i Sør-Sverige, samt høstingsrater (andel av bestanden som høstet per år) for jerv i Sør-Norge, vest og øst for rv 3.

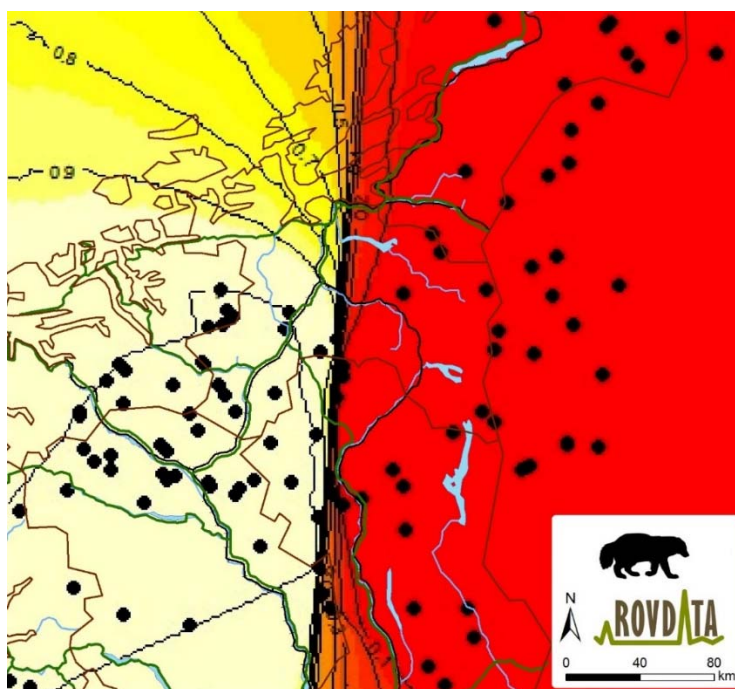


Figur 9. Den simulerte effekten (sort linje) med mål på usikkerheten (grå felt) av tre forskjellige høstingsrater (10 %, 15 %, 20 %) på bestandsutviklingen hos jerv vest og øst for rv 3 i Sør-Norge. Λ (tilvekstrate) > 1 viser en bestandsøkning, mens en $\Lambda < 1$ angir en nedgang i bestanden. Eksempelvis vil en Λ lik 0.97 bety en årlig bestandsreduksjon på 3 %.

6 Genetisk analyse av den sørnorske jervebestanden

Jerven i Sør-Skandinavia er delt inn i to delbestander, geografisk fordelt henholdsvis øst og vest for riksvei 3 i Østerdalen (Flagstad m.fl. 2009, 2012). Dette er dokumentert fra genetiske analyser med bruk av flere ulike tilnæringsmetoder (se **Vedlegg 3**). **Figur 10** illustrerer det skarpe skillet mellom de to genetiske gruppene på hver side av dalføret, symbolisert med henholdsvis rød og lys beige farge. Utgangspunktet for denne inndelingen var trolig en såkalt «founder effekt» fra 1980- og 90-tallet da jerven reetablerte seg i Sør-Skandinavia etter å vært nær utryddet over en lengre periode. En *founder effekt* oppstår når et begrenset antall individer etablerer seg i et område som er delvis isolert fra andre områder med forekomst av arten, og at det derfor er relativt begrenset utveksling av individer mellom områdene.

Tidligere mente man at jerven kun hadde overlevd i fjellområdene i grensetraktene mellom nord Norge og nord Sverige. Genetiske analyser tyder imidlertid på at en liten restbestand hadde overlevd også i fjellområdene vest for Østerdalen (Flagstad m.fl. 2004). Dette ble begrunnet med at det i vest umiddelbart etter reetableringen fantes genetiske varianter (alleler) som ikke fantes i øst, samtidig som simuleringer viste at det var svært usannsynlig at de skulle ha oppstått i form av mutasjoner. Fortsatt er det et genetisk skille mellom de to delbestandene og de delbestands-spesifikke vestlige allelene er så langt funnet for bare en håndfull individer i øst. Dette tyder på at det har vært og fortsatt er relativt begrenset utveksling av individer over dalføret.



Figur 10 Genetisk clustringsanalyse for jervbestanden i Sør-Skandinavia i 2004. Her har vi brukt et R-basert analyseverktøy (Geneland), som kobler sammen genetiske data (DNA-profiler) med stedfestingsdata for alle analyserte individer (Guillot m.fl. 2005). Økende og minkende sannsynlighet for at et geografisk område inngår i den ene eller andre delbestanden er angitt med linjer med tallproporsjoner fra 0,1-0,9. Områder med svært høy sannsynlighet (>90 %) for å utgjøre en egen genetisk gruppering er angitt med henholdsvis lys beige og rødt.

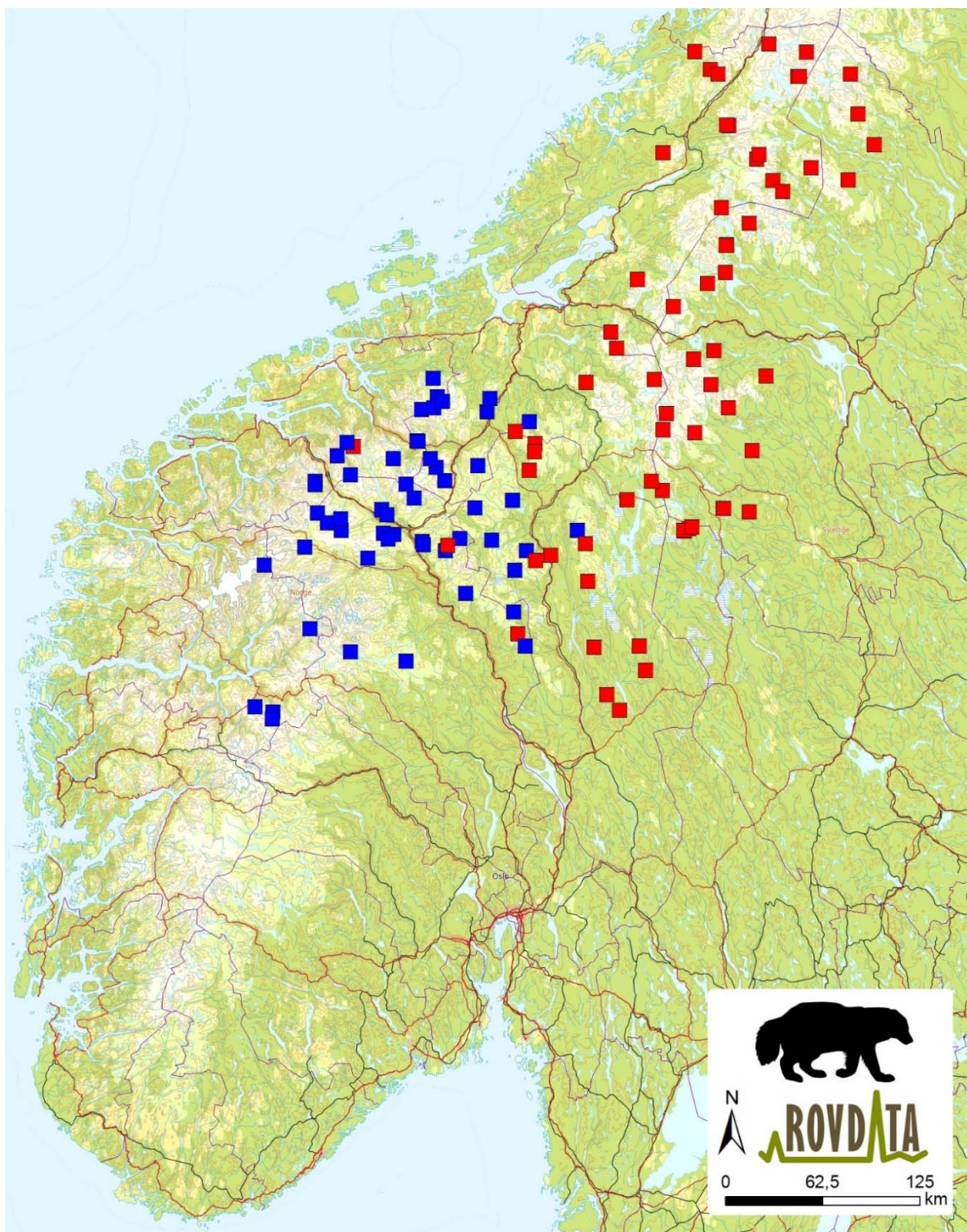
Som del av datagrunnlaget for samordningsoppdraget, vil vi her vise den genetiske utviklingen i de to delbestandene over tid. Mer spesifikt vil vi belyse følgende spørsmål:

- Hvor stor andel av jervene i hver av delbestandene er dokumenterte eller sannsynlige immigranter?
- Er immigrasjonen til den sørvestlige delbestanden stor nok til å opprettholde den genetiske variasjonen?
- Hvordan utvikler den genetiske forskjellen mellom delbestandene seg over tid? Øker den, minker den eller er den stabil?

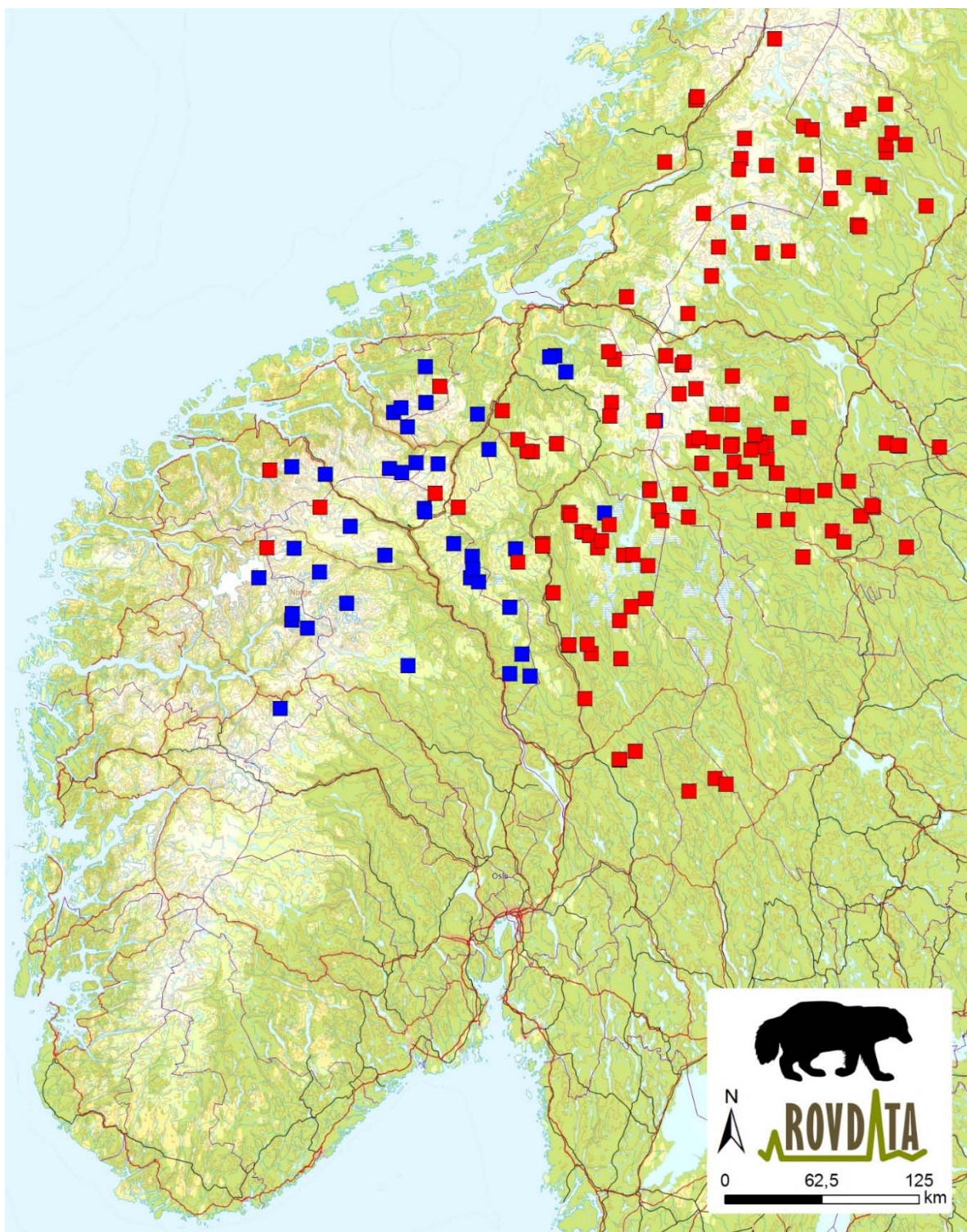
I **Tabell 2** angis antall dokumenterte eller sannsynlige immigranter og emigranter til og fra den sørvestlige delbestanden i perioden 2001–2015. Immigrasjon ble dokumentert i 17 tilfeller, dvs. at jerven først ble identifisert på den østlige siden av dalføret for så senere å bli funnet på den vestlige siden. Fra statistisk analyse av DNA-profilene til de identifiserte individene (Bayesisk clustringsanalyse i analyseprogrammet Structure; Pritchard 2000), konkluderte vi med at ytterligere 25 jerver som var identifisert i vest, hadde sannsynlig opphav i øst. Dette gir totalt 42 sikre eller sannsynlige immigranter, som utgjør en ikke ubetydelig andel (13,9 %) av de 303 jervene som er påvist fra ekskrementmaterialet i den sørvestlige delbestanden gjennom disse 15 årene. En håndfull tilfeller av jerver som har gått motsatt vei er også dokumentert fra DNA-treff på begge sider av dalføret, og ytterligere en god del sannsynlige emigranter ble identifisert fra Structure-analysen. Dette gav totalt 29 emigranter, som utgjør 4,2 % av de 690 jervene som er påvist øst for Østerdalen gjennom disse 15 årene. **Figur 2** og **3** viser den geografiske fordelingen av individer med opphav (føderevir) på vest- eller østsiden av Østerdalen i 2004 og 2015. Fra dette bildet ser vi en utvikling der antall migranter, dvs. jerver med opphav fra andre siden av dalføret, er økende over tid.

Tabell 2 Antall dokumenterte eller sannsynlige immigranter og emigranter til og fra den sørvestlige delbestanden. Blant dokumenterte immigranter regnes jerver som først ble identifisert øst for Østerdalen for så et senere år å dukke opp vest for dalføret. Blant de sannsynlige immigrantere er jerver som er identifisert i vest, men som fra sin genetiske sammensetning har sannsynlig opphav i øst.

År	Dokumen- tert immi- grasjon	Genetisk bestemt im- migrasjon	Sum immi- grasjon	Dokumen- tert emigra- sjon	Genetisk bestemt emigra- sjon	Sum emi- grasjon
2001		5	5	1		1
2002	1		1		2	2
2003	1		1		2	2
2004		1	1		1	1
2005	2		2		1	1
2006		1	1		2	2
2007		1	1	1	2	3
2008	1	2	3		1	1
2009	2	3	5	1	4	5
2010	1	1	2			
2011	2		2		3	3
2012	4	5	9			
2013	1	1	2	1	3	4
2014	1	4	5	1	1	2
2015	1	1	2		2	2
Sum	17	25	42	5	24	29



Figur 11 Geografisk fordeling av jerver i Sør-Skandinavia i 2004 med sitt genetiske opphav angitt. Jerv med sannsynlig opphav vest og øst for Østerdalen er angitt med henholdsvis blå og rød farge.

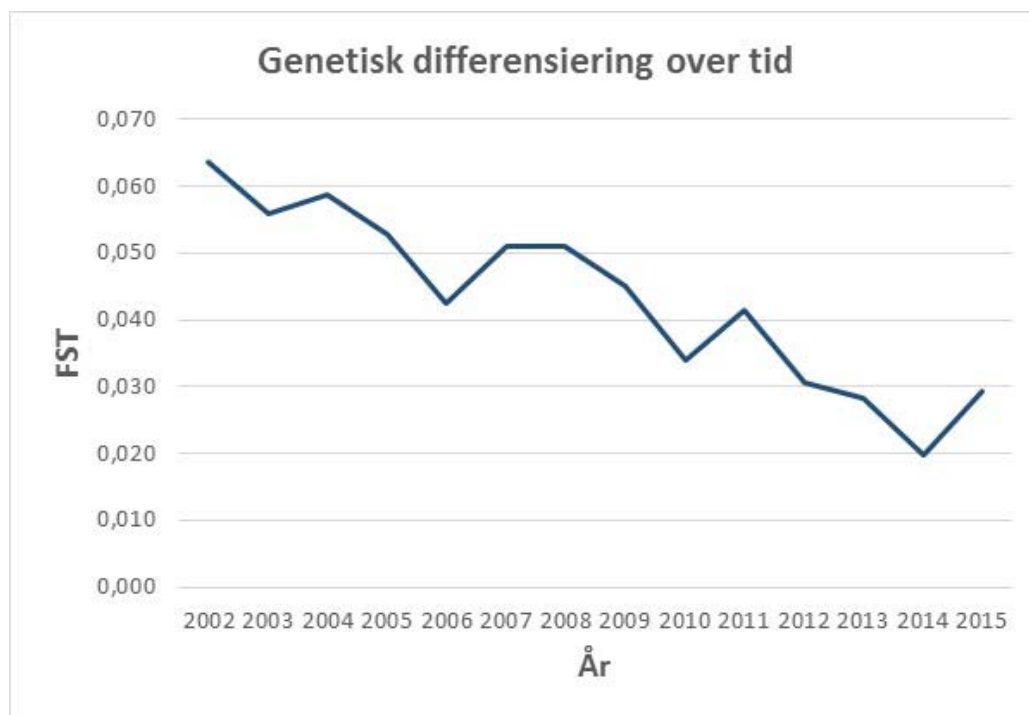


Figur 12 Geografisk fordeling av jerver i Sør-Skandinavia i 2015 med sitt genetiske opphav angitt. Jerv med sannsynlig fødested vest og øst for Østerdalen er angitt med henholdsvis blå og rød farge.

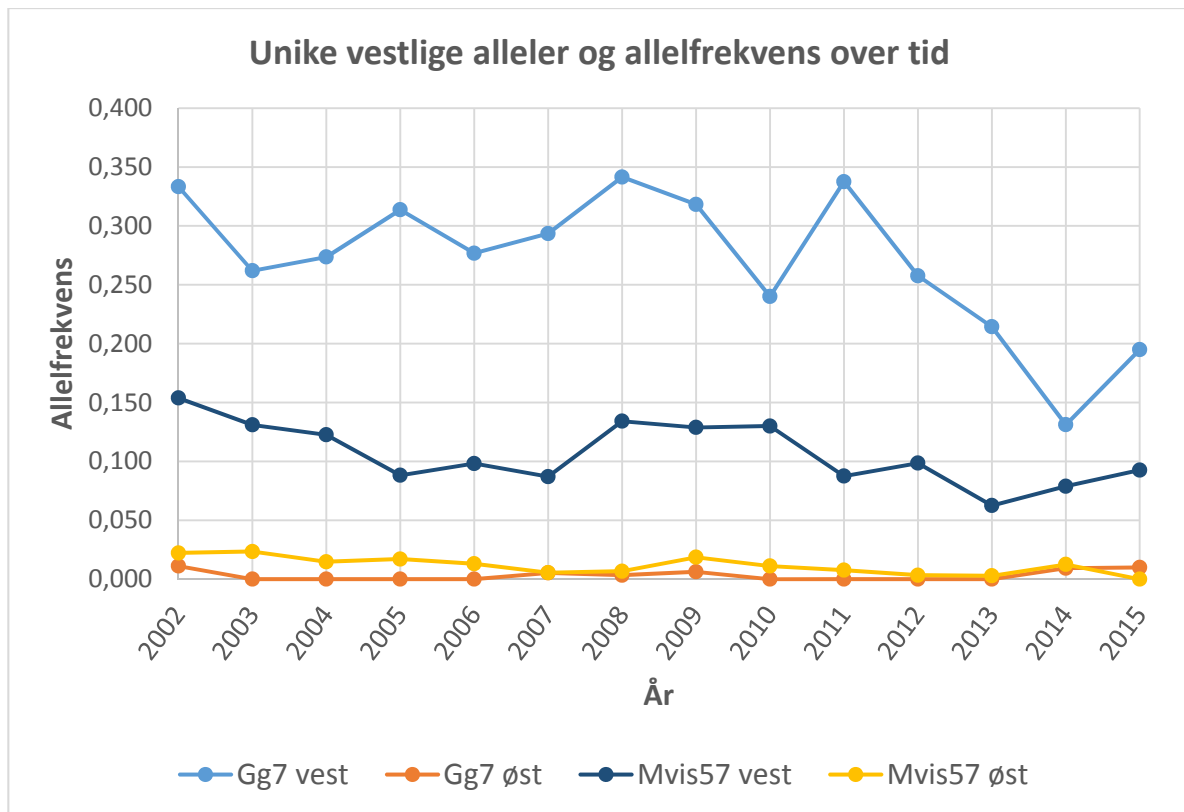
Tallene understreker at selv om det er et relativt begrenset antall jerver som krysser dalføret hvert år er det på ingen måte vanntette skott mellom de to delbestandene. En mye brukt tom-melfingerregel tilsier at én reproduserende immigrant pr generasjon skal være tilstrekkelig til å opprettholde den genetiske variasjonen i en bestand (Mills og Allendorf 1996). Trolig bidrar en relativt beskjeden andel av immigrantene til reproduksjon, bl.a. fordi en god del tas ut (jakt eller skadefelling) i relativt ung alder. Blant de 15 dokumenterte immigrantene til den sørvestlige delbestanden, er det kun to som helt sikkert har bidratt med yngling. Om dette er representativt for de 42 antatte immigrantene og vi regner tre jervgenerasjoner i løpet av disse 15 årene, får vi 1,85 ynglende immigranter pr generasjon, som med god margin er nok til å opprettholde genetisk variasjon i den sørvestlige delbestanden. Faktisk antyder våre tall at den genetiske variasjonen endog har økt med ca. 10 % i den sørvestlige delbestanden i løpet av disse 15 årene.

Ser man på utviklingen av genetisk differensiering som et mål på genetisk forskjell mellom delbestandene, har denne minnet ganske markant over tid (**Figur 13**). Den genetiske forskjellen mellom de to delbestandene i 2015 er bare halvparten av det den var i 2002. Dette er i samsvar med at det er kommet inn en del immigranter og at flere av dem har bidratt med yngling. Graden av isolasjon synes altså å ha blitt mindre med årene og det kan synes som delbestandene er i ferd med å vokse sammen (se også **Figur 11** og **12**).

De to unike allelene som rett etter reetableringen av den Sør-Skandinaviske jervebestanden bare fantes i vest, er fortsatt svært sjeldne i øst. **Figur 14** viser hvordan frekvensen av disse allelene endrer seg over tid i de to delbestandene. I 2002 var allelfrekvensene henholdsvis 33 % og 15 % i vest, som betyr at en relativt stor andel av individene i vest bar på disse allelene på begynnelsen av 2000-tallet. I 2015 har frekvensen sunket til henholdsvis 20 % og i underkant av 10 %. Dette viser at i en såpass liten bestand som utsettes for hardt jakttrykk, vil genetisk drift (tilfeldigheter) spille en vesentlig rolle, og at alleler kan gå tapt over tid. Den geografiske spredningen av disse allelene endrer seg ikke nevneverdig over tid, men forekommer i noen få individer øst for Østerdalen i 2015, mens de ikke fantes i øst i 2004 (**Figur 15** og **16**).

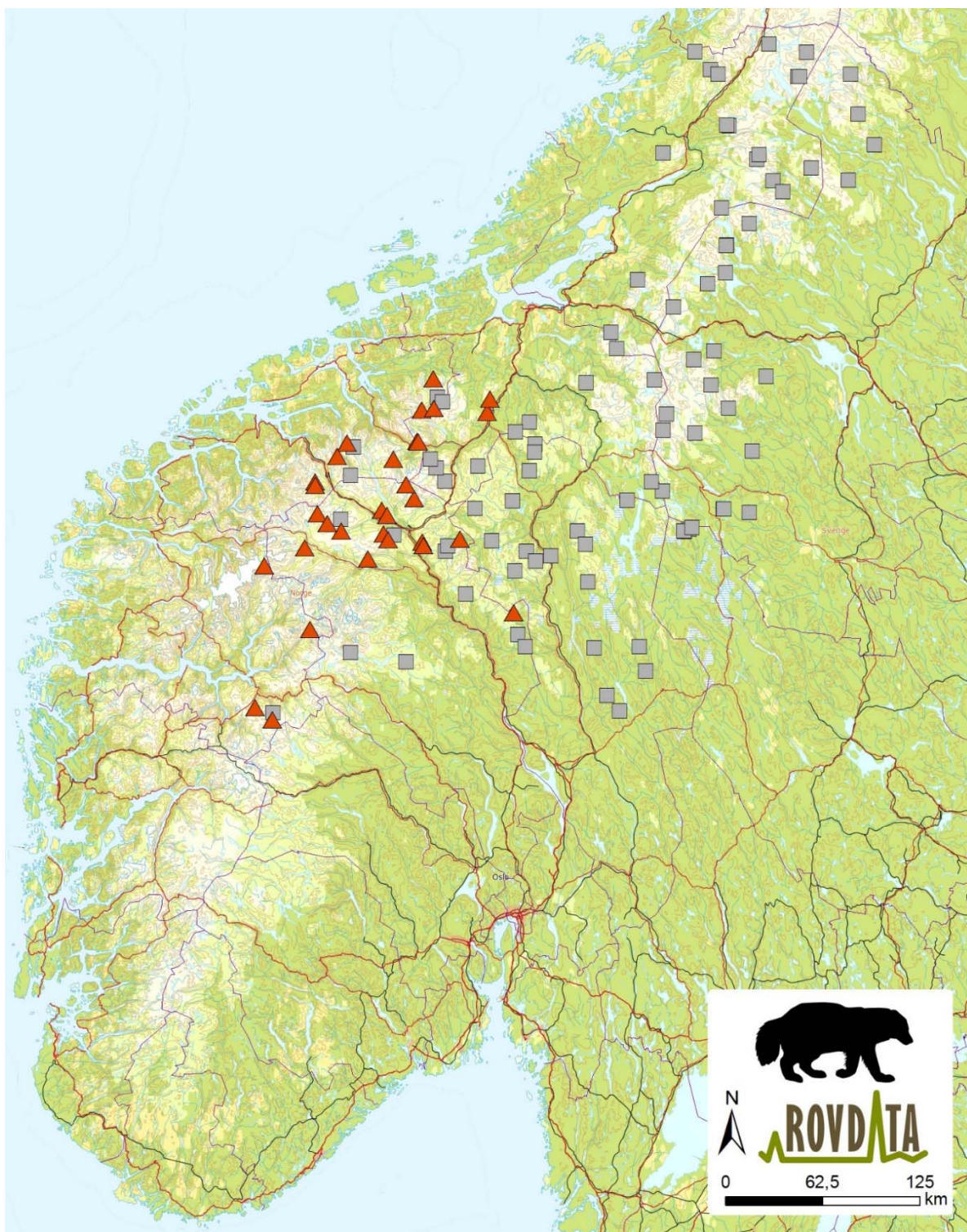


Figur 13 Utvikling av genetisk differensiering (FST indeks) over tid som et mål på genetisk forskjell mellom delbestandene.

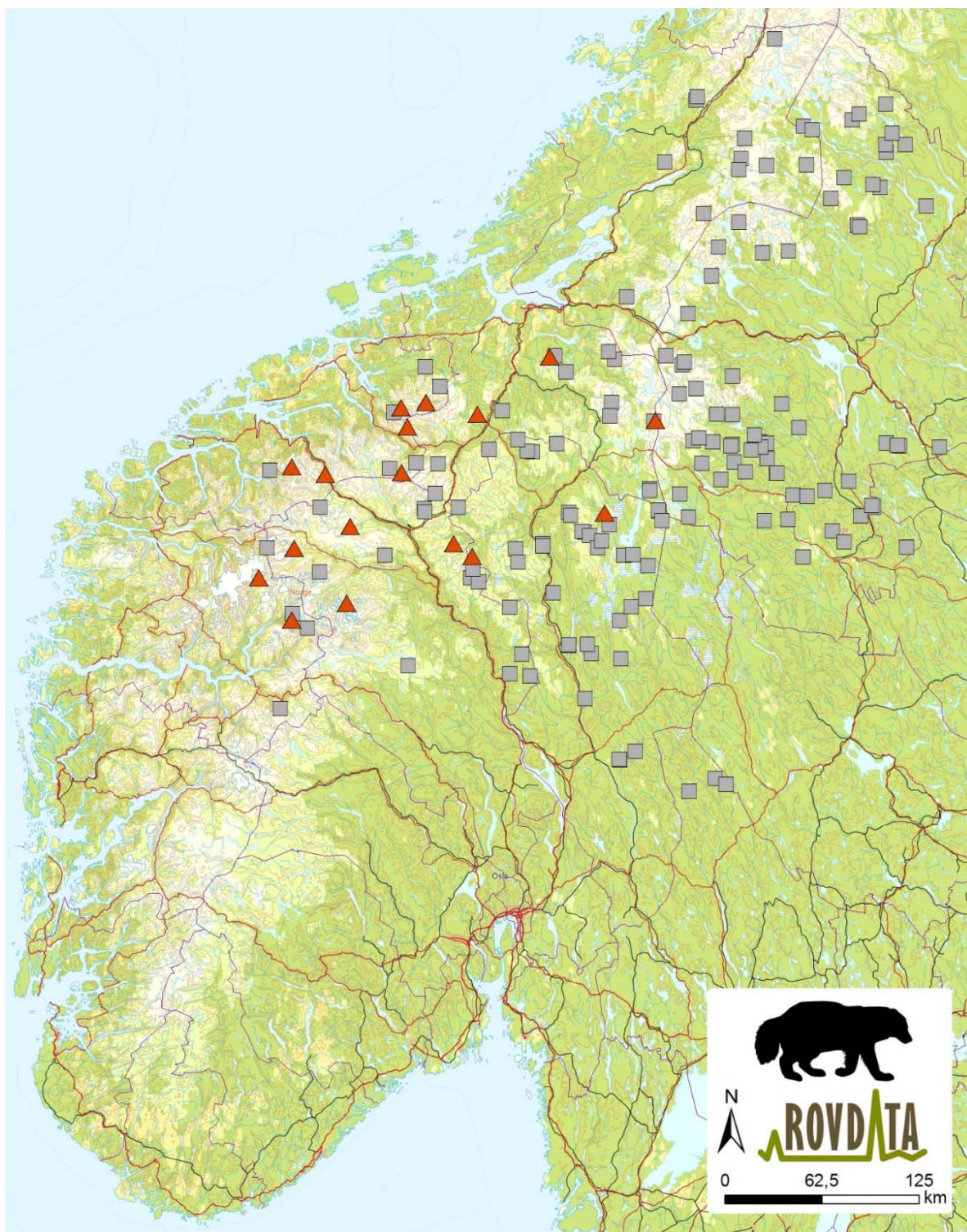


Figur 14 To genetiske varianter (Gg7 og Mvis57) som tidlig i reetableringsfasen kun fantes vest av rv 3 og utviklingen av allelfrekvenser i hver av de to delbestandene over tid.

Et viktig prinsipp innenfor bevaringsbiologien og i praktisk forvaltning er at man så langt det lar seg gjøre bør legge forholdene til rette for å bevare mest mulig av den genetiske variasjonen i en bestand (Frankham 1995). Dette for på kort sikt å unngå innavlsproblematikk (Keller & Waller 2002) og på lengre sikt sørge for at arten er best mulig rustet til å tilpasse seg fremtidige habitat- og miljøendringer (Frankel & Frankham 1998). Våre analyser viser at den sørvestlige delbestanden har to relativt vanlige alleler, som er svært sjeldne øst for Østerdalen (og er aldri dokumentert i andre deler av Skandinavia). Dette bildet er imidlertid basert på såkalte mikrosatelitter, som antas å representere nøytral genetisk variasjon, og sånn sett vet vi ikke om de unike alleler i sørvest er representative for funksjonelle gener. Uansett bør man i den videre forvaltningen av jerven i Skandinavia ta hensyn til at den sørvestlige delbestanden av jerv besitter unik genetisk variasjon, som man bør tilstrebe å ta vare på.



Figur 15 Unike alleler med opphav i vest og deres geografiske fordeling i den Sør-Skandinaviske jervebestanden i 2004. Individuer som bærer en eller begge disse allelene er angitt med trekanter.



Figur 16 Unike alleler med opphav i vest og deres geografiske fordeling i den Sør-Skandinaviske jervebestanden i 2015. Individer som bærer en eller begge disse allelene er angitt med trekanter.

7 Jerv og forvaltning av verneområder

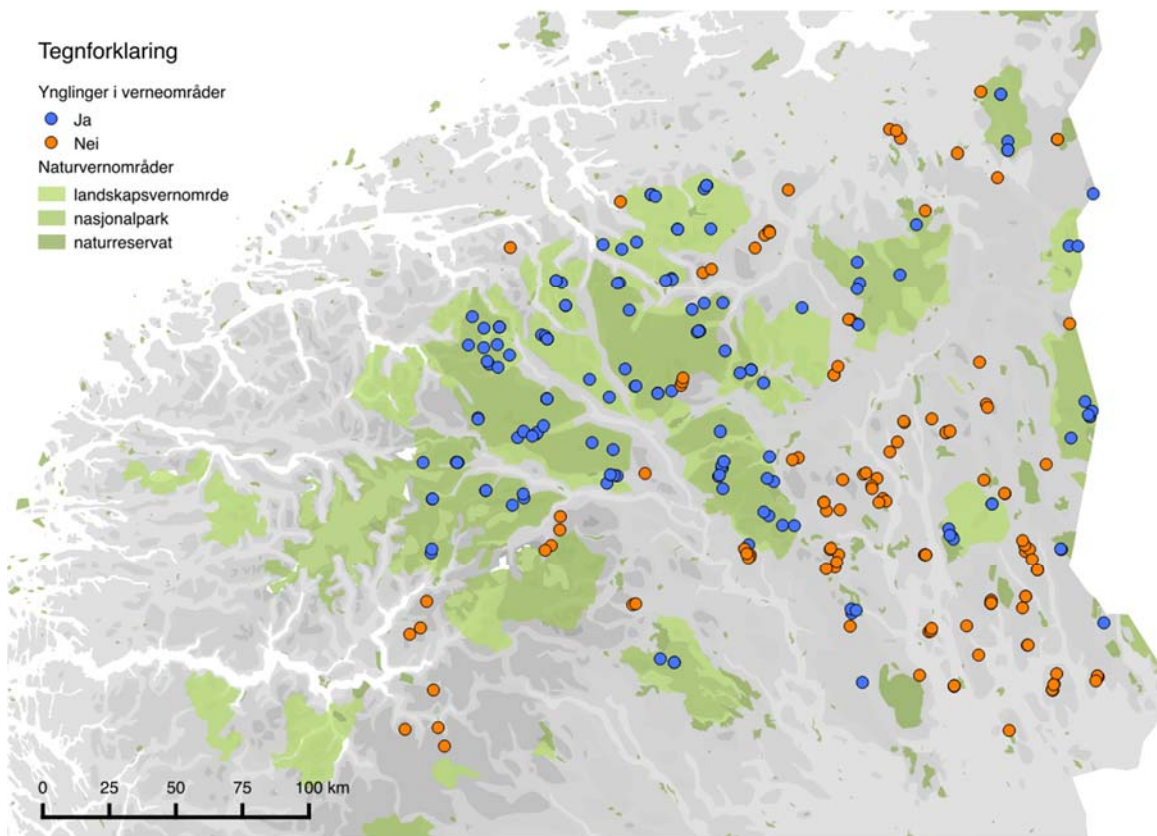
Inntil nylig har hovedmålene for jerveforvaltningen i Sør-Norge bestått av å sikre tilstedeværelse av jervebestanden i regionen og minimere konflikter med husdyr og tamrein. Under dette scenariet har det ikke vært viktig hvor jerven er lokalisert i Sør-Norge, så lenge man opprettholder en levedyktig bestand. I de senere årene har det vært en dramatisk endring i den offentlige debatten om bevaring av store rovdyr. Fokuset har utvidet seg fra å bevare levedyktige bestander til også å inkludere deres økologiske funksjon. Disse økologiske funksjoner inkluderer predasjon på ville byttedyr, samspillet mellom ulike rovdyr, deres rolle i å gi kadavre for åtseletere og potensielle konsekvenser for andre deler av økosystemet. Dette har blitt koblet til en fornyet diskusjon om verneformålet i norske nasjonalparker. De fleste nasjonalparker inneholder en målsetning som refererer til ulike formuleringer om «intakte fjelløkosystemer». Spørsmålet er derfor om disse målene kan utelukkes hvis jerv aktivt ekskluderes?

For å undersøke dette problemet, har vi sett på tre vinklinger. Først har vi undersøkt fordelingen av jerv i Sør-Norge med hensyn til nasjonalparker og andre verneområder. Deretter har vi sett på det lovpålagte verneformålet for et utvalg av disse verneområdene. Til slutt har vi kort oppsummert det som er kjent som den økologiske rollen jerven har i forhold til disse målene. Implikasjonene av disse spørsmålene for nemndenes beslutninger er kort omtalt.

7.1 Fordeling av jerv i Sør-Norge med hensyn til verneområder

Det er 15 nasjonalparker i Sør-Norge (**Vedlegg 1**) innenfor hva man kan definere som potensielt jervehabitat. Jerveynglinger har blitt dokumentert i ni av dem, mellom 2001 og 2015 (Skarven og Rotdalen, Forollhogna, Femundsmarka, Dovrefjell-Sunndalsfjella, Dovre, Rondane, Reinheimen, Breheimen, Langsua). Av totalt 287 ynglingene i denne perioden, var 90 (31%) innenfor nasjonalparker. I tillegg var 56 (20%) i landskapsvernområder og 14 (5%) i naturreservater. De resterende 127 (44%) var i områder uten beskyttelsesstatus (**Figur 17**). Antall jervehi i verneområder er langt høyere enn for gaupe, bjørn og ulv som hovedsakelig lever i skogkledde habitater hvor det er langt færre store verneområder i Norge.

Jerv har vanligvis hilokalitetene i den økologiske grensen mellom høy fjelltundra og bjørkeskog (May m.fl. 2012) og opptar store leveområder på flere hundre km² (Mattisson m.fl. 2015, Mattisson m.fl. 2011). Dette gjør at selv jervene som yngler i hi innenfor nasjonalparker ikke utelukkende lever innenfor parkene, men beveger seg ut og inn av verneområdene. Hvis vi legger en buffer rundt ynglelokalitetene med en sirkel som inneholder 800 km², for å omfavne leveområde til ei jervetispe og en potensiell hannjerv, finner vi at nesten ingen av de potensielle leveområdene utelukkende befinner seg i verneområder, men deles mellom nasjonalparker, landskapsvernområder og areal uten vern. Dette problemet forsterkes av at nasjonalparker generelt er små i forhold til størrelsen på jervens leveområder. I tillegg består gjerne formen på verneområdene av lange kanter, med daler som vanligvis blir regulert som landskapsvernområder. Dette kompliserer forvaltningen fordi landskapsvernområder har en tendens til å ha svært ulike verneformål enn nasjonalparker (**Vedlegg 1**).



Figur 17 Fordelingen av jervehi registrert mellom 2001 og 2015 i Sør-Norge i forhold til ulike naturvernområder.

7.2 Mål for forvaltning av Sør-Norges nasjonalparker og tilhørende landskapsvernområder

Målene for de ulike nasjonalparker er skissert i lovverket (www.lovdata.no). Disse er oppsummert i **Vedlegg 1**. Det er tydelig at parkene ble utformet med flere mål, herunder naturvern, bevaring av kulturminner og friluftsliv. Svært få arter er spesielt nevnt i målene (med unntak av villrein), og ingen henviser direkte til jerv. Derimot har alle målene en klar referanse til «biologisk mangfold», og de fleste bruker uttrykk som urørt, økosystemer, egenartet dyreliv og naturlig tilstand. Ingen av disse vilkårene er definert i detalj i juridiske dokumenter, og de mangler klare vitenskapelige definisjoner, men det er vanskelig å se hvordan disse målene kan nås dersom jerven totalt ekskluderes. Jerv er udiskutabelt en naturlig og svært karakteristisk del av den alpine tundraen og skogøkosystemet i Sør-Skandinavia. Det må imidlertid bemerkes at tre av nasjonalparkene, Fulufjellet, Langsua og Breheimen, har eksplisitt en klausul som tillater skademotivert fjerning av store rovdyr. Selv om husdyr på beite er tillatt til en viss grad i alle disse nasjonalparkene, er det ikke et spesifikt mål for parkene med unntak for Hardangervidda.

Landskapsvernområdene som omkranser mange av nasjonalparkene har ganske forskjellige målsettinger. For å illustrere dette oppsummerer **Vedlegg 1** verneformålet for de åtte landskapsvernområdene som omkranser Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark. Syv av de åtte nevner spesifikt bevaring av kulturlandskap og/eller seterlandskap som mål. Dette er blant annet avhenge av videreføring av husdyr på beite (Bruteig m.fl. 2003; Linnell m.fl. 2015).

7.3 Jervens økologiske rolle

Jerv er potensielt forbundet med svært mange økologiske interaksjoner med andre arter. Dette inkluderer deres rolle som predator på rein (vill- og tamrein), sau, hare, fugler, smågnagere (Mattisson m. fl. 2015, Landa m.fl. 1997), samt både rødrev og fjellrev. Videre er jerv et åtseldyr, som spiser vilt og tamdyr som dør av andre årsaker, inkludert de som blir drept av andre rovdyr (Mattisson m. fl. 2011b). Jerv har dermed en funksjon som både inkluderer å være rovdyr på egne byttedyr, og rovdyr på andre mindre rovdyr. De produserer åtsel for andre åtseletere, og er åtseletere selv som konkurrerer med andre åtseletere. Vi har liten kunnskap om omfanget av disse interaksjonene, og de vil sannsynligvis variere fra område til område.

Det eksisterer lite data om jervens predasjon på villrein (Linnell m.fl. 2015), men vi forventer ikke en stor direkte effekt av jerv på villreins demografi. Jerven kan imidlertid potensielt ha indirekte påvirkning. I teorien kan jerver ha en rolle i selektiv å fjerne dyr som bærer sykdommer (Wild m.fl. 2011). Det finnes i dag ikke data som kan si om disse effektene inntreffer eller ikke, men gitt et økt fokus på sykdommer hos villrein er dette noe som bør utredes videre.

Jervens påvirkning på tamrein er bedre studert, både i Midt-Norge, Nord-Norge og Nord-Sverige. Denne predasjonen ser i hovedsak ut til å være knyttet til reinens kondisjon, med høyere predasjonsrater i områder der reinen er i dårlig kondisjon (Mattisson m.fl. 2015). Jervens predasjon på sau har blitt studert ut fra ulike vinkler i mer enn 25 år (f.eks. Landa m.fl. 2002, May m.fl. 2008, Mattisson m. fl. 2015). Likevel er vår kunnskap om dette langt mindre enn for eksempel vår forståelse av gaupas predasjon på sau (Odden m.fl. 2014). Informasjonen om jervens interaksjoner med andre arter som rødrev og fjellrev er kun anekdotisk (Landa m.fl. upublisert).

Det er klart at jerv er en integrert del av økosystemene de lever i, men det er vanskelig å kvantifisere de spesifikke effektene den har på strukturen og funksjonen av disse økosystemene. Det samme kan sies for omtrent alle norske arter med unntak av smågnagere, som lemmen, hvor nøkkelartfunksjonen er vel etablert. Det er derimot ingen tvil om at jerven har en ikonisk status som det største rovpattedyret i det alpine økosystemet.

7.4 Implikasjoner for forvaltningen

Dette er ikke ment å være en formell juridisk analyse av forpliktelser som forvaltningsmyndighetene har med hensyn til jerv i verneområder i Sør-Norge. Det er imidlertid en økende debatt om hvordan norske nasjonalparker skal forvaltes. Denne debatten fokuserer for tiden på iallfall to ting. Den ene ber om et større fokus på naturvern, og en reduksjon av menneskelig inngrep, med et eksplisitt ønske om et større fokus på bevaring av store rovdyr og en reduksjon av husdyr på beite (<http://www.opprop.net/rovdyr>). Det andre er et politisk fokus på økt kommersiell utnyttelse av nasjonalparker, særlig gjennom turisme. For begge er tilstedeværelse av jerv positivt.

Nasjonalparkene er små i forhold til størrelsen på leveområdene til jerv, og nasjonalparker alene utgjør derfor et beskjedent bidrag til bevaring av en levedyktig jervebestand. Imidlertid kan tilstedeværelsen av jerv være avgjørende for å oppfylle de fastlagte målene for disse nasjonalparkene.

Tilstedeværelsen av jerv innenfor nasjonalparkene vil føre til konflikter med husdyrhold i nasjonalparkene, i landskapsvernområder og ikke-vernede områder som omgir dem. De fleste landskapsvernområder har en målsetning om å bevare beiteavhengig kulturlandskap og tilhørende seterdrift. Slik saken står i dag innebærer dette at for at en nasjonalpark skal nå sine mål ved å tillate jerv innenfor sine grenser, vil dette føre til konflikter med det tilgrensende landskapsvernområdet for å oppfylle sine mål.

Dette potensielle dilemmaet er basert på nåværende form for sauedrift hvor sauene i stor grad er ubevoktet og ubeskyttet på sommerbeitene. Avveiningen mellom disse motstridende målene

kan kun løses gjennom storskala introduksjon av strukturelle endringer i saueholdet. Disse er beskrevet i større detalj andre steder (Linnell m.fl. 2015), men de viktigste alternativene innebærer:

- Konvertering fra sau til storfe (både kjøtt- og melkeproduksjon)
- Tidlig nedsanking av sau for å unngå sensommeren/tidlig høst når jervepredasjonen rapporteres å være på topp, samt redusere perioden da sau er utsatt for jervepredasjon.
- Økt bruk av midlertidige gjerder, nattsamling av dyr og gjeting.

Selv om disse endringene krever en større omstrukturering av dagens beitebruk, vil de redusere konfliktene med jerv. De vil også kanskje forbedre bevaringen av det beiteavhengige kulturlandskapet ved å øke beitetrykket i de viktigste områdene.

8 Konflikter knyttet til jerv

Jerv er involvert i færre konflikter med mennesker sett i forhold til andre store rovdyr. Jerv utgjør ikke noen trussel for menneskers sikkerhet (Löe & Røskraft 2004) og det er liten frykt for jerv hos befolkningen (Røskraft m.fl. 2007). Jerven konkurrerer heller ikke med jegere om viltarter (Solberg m.fl. 2003), og de kan neppe sies å ha blitt det samme symbolet som er forbundet med det store spekteret av større sosiale konflikter som preger ulvekonfliktene (Skogen m.fl. 2013). De to viktigste økonomiske konfliktene som er knyttet til jerv er forårsaket av predasjon på sau og tamrein på utmarksbeite.

Predasjon på tamrein er grundig studert i Nord-Norge og Nord-Sverige (Troms og Finnmark, Landa m.fl. 2001, 2002; Mattisson m.fl. 2015; Tveraa m.fl. 2012, 2014). I tillegg er det et pågående prosjekt i Nord-Trøndelag.

Hovedkonklusjonen av disse studiene i nordlige Skandinavia er:

- Jerv er i stor grad en åtseletere av (a) rein eller elg som dør av andre årsaker, (b) slakteavfall (f.eks. fra elgjakt), eller (c) rein som er drept av gaupe.
- Predasjon på rein er i stor grad knyttet til kalver på sommeren spesielt i område der rein er i dårlig kondisjon på grunn av tetthetsavhengig matbegrensing. Jerven kan også drepe flere rein under spesielle værforhold, slik som dyp snø.
- Drapstaktene på rein er svært variable (gjennomsnittlig drapstakt på 1-5 rein per voksen jerv per måned avhengig av årstider og områder.

Jervens predasjon på sau er ikke studert så grundig som for eksempel gaupas predasjon (Odden m.fl. 2014). Til tross for at sau var tilstede i de nordnorske studieområdene, og jevnlig ble drept av gaupe (Mattisson m.fl. 2014), ble sau i så få tilfeller drept av jerv at lite informasjon kan hentes fra datamaterialet (Mattisson m.fl. 2015). Også i studieområdet i Nord-Trøndelag er svært få sau drept av jerv. Ingen studier har til nå beregnet individuelle drapsrater for jerv på sau, slik som har blitt gjort for tamrein. Flere studier har undersøkt faktorer som påvirker tap av sau til jerv i Sør-Norge (Landa m.fl. 1999; May m.fl. 2008 a, b; Warren m.fl. 1998) og andre storskalastudier av faktorer som påvirker dødelighet hos sau nasjonalt (Mabille m.fl. 2015). Disse studiene bekrefter at jerven dreper sau, og har identifisert flere faktorer som påvirker predasjonen og tap av sau generelt.

- Predasjon blir rapportert å være høyest sensommer og tidlig høst.
- Predasjon er i hovedsak på lam.
- Tapene er størst i områder hvor jerveynglinger er dokumentert våren før.
- Tapene er høyere i områder med høyere sauetetthet.
- Tapene er høyere i områder nær skoggrensa.

Det kan sies at det i tillegg også eksisterer to ikke-økonomiske konflikter. Det ene dreier seg om en konflikt om kunnskapsgrunnlaget (Brainerd & Bjerke 2003), som usikkerhet om bestandstall og rundt jerveøkologi. Det andre dreier seg om en generell misnøye blant miljøvernere til jerveforvaltningen. Miljøbevegelsen inneholder ulike grupperinger med ulike agendaer og bekymringer. Disse inkluderer:

- Bekymring for om jervebestanden er levedyktig på grunn av at den er fåtallig.
- Bekymring over metodebruken ved ekstraordinære felling, som inkluderer felling med helikopter og hiuttak.

- Skuffelse over begrensinger i utbredelse av jerv da det er et ønske at de kan oppleves over større områder.
- Skuffelse over at strengt regulerte jervebestander ikke får ivareta sin økologiske rolle, inkludert muligheten til å leve i områder med bjørn, gaupe og ulv.
- Uenighet i omfanget av detaljstyring av bestanden og det assosierte tap av følelse av at jerven er vill.

9 Forvaltningsverktøy for å handtere konflikter

Rovvilt- og landbruksforvaltningen har innflytelse over noen mulige verktøy som kan benyttes for å løse konflikter forbundet med jerv. Disse inkluderer:

1. Øke kunnskap om jerven
2. Jakt og ekstraordinære fellinger
3. Sonering
4. Endringer i husdyrholdet
5. Erstatning av tap

9.1 Øke kunnskap

Som påpekt i kapittel 2 i denne rapporten har kunnskapen om jerv økt betydelig i løpet av de siste to tiårene. Selv om det er noen kunnskapshull i forståelsen av visse aspekter av jervens økologi (Linnell & Tveraa 2015), øker vår forståelse av arten raskt. I tillegg gir dagens overvåkningssystem, med fokus på både ynglereregistreringer av hi og genetiske metoder, en unik innsikt i bestanden. Videreføring og integrering av disse forsknings- og overvåkningsaktivitetene vil sannsynligvis gi mer verdifull innsikt i jervens økologi i nær fremtid. Jerven er svært utfordrende å studere i felt pga. av store kostnader forbundet med fangst og merking, og store problemer knyttet til påliteligheten til GPS-halsbånd tilgjengelige i markedet. Ikke-invasive metoder som f.eks. genetiske analyser av ekskrementer, vil kunne besvare mange spørsmål, men en liten grad av GPS-merking vil fortsatt være nødvendig for å besvare noen spørsmål, f.eks. rundt drapstakter på sau.

9.2 Endringer i husdyrholdet

Dessverre finnes det per i dag få eller ingen gode forebyggende tiltak for å redusere tapene av tamrein til rovvilt. Kalving i heng er testet i noen prosjekter og kan føre til reduksjon av predasjon, men det har også mange logistiske utfordringer (Landa m.fl. 2001; Fauchald m.fl. 2003). På bakgrunn av vår nåværende forståelse av den underliggende økologien av prosjektet, er den beste beskyttelsen å sørge for at reinen er stor og i god kondisjon. Det innebærer å holde tettheten lav (Tveraa m.fl. 2014).

I motsetning til tamrein er det en hel rekke metoder innenfor husdyrhold som effektivt kan beskytte sau mot predasjon fra rovvilt (Linnell m.fl. 1996, 2012; Breitenmoser m.fl. 2005). Disse inkluderer tidlig sinking av sau, bruk av rovdyravvisende gjerde (både midlertidige og faste), å samle husdyr i innhegninger på natten, gjete husdyrene, og overgang fra sauehold til storfe. Alle metodene krever derimot en stor restrukturering i bransjen og vil sannsynlig føre til ekstra kostnader for bøndene og / eller samfunnet, selv om noen av disse kostnadene kan utliknes av en reduksjon av det samlede tapet til andre årsaker, og ved besparelser i erstatningsutbetalinger. Endringene i husdyrhold kan sannsynligvis også forbedre bevaringen av beiteavhengig biologisk mangfold og kulturlandskapet (Bruteig m.fl. 2003).

9.3 Lisensfelling og skadefelling

Inntil nå har avbøtende tiltak for å redusere predasjon av både tamrein og sau hovedsakelig vært bruk av felling (lisensfelling og ekstraordinære fellinger) og sonering. Flere analyser som er utført

i løpet av de siste 20 år (Landa m.fl. 1999, 2002; May m.fl. 2008) viser at lokal fjerning av individer, inkludert hunndyr i hi om våren (hiuttak), kan føre til kortvarig reduksjon av tap. Den langsiktige lokale effekten av felling er mindre. Lokalt kan uttak faktisk i noen tilfeller føre til økning i antall jerv eller økt tap av sau, noe som også er dokumentert for andre store rovdyr (Athreya m.fl. 2011). Det antas at denne effekten skyldes endringer i den sosiale strukturen i bestanden, som tillater flere, og yngre, individer til å slå seg ned i områder som tidligere var okkupert av et voksent individ. Det er derfor nødvendig at felling praktiseres på en stor skala for å være effektivt. De Angelis (2015) har funnet gode bevis for rask kolonisering av områder der hunndyr har blitt fjernet gjennom jakt eller ekstraordinære fellinger.

Det har vært en stor innsats for å øke jegerinteressene for jervejakt i mange år da jegerne ikke har vært effektive i å fylle de årlige kvotene (Bischof m.fl. 2012). Forskriftene som styrer hvilke metoder som kan benyttes under jakten har blitt liberalisert, men det er usikkert om jegere noensinne vil være i stand til å regulere jervebestandene i den grad de kan for bjørn, ulv og gaupe. Dette har ført til en situasjon hvor ekstraordinære fellinger blir gjennomført av forvaltningen. Dette ved hjelp av metoder som skyting fra helikopter, radiomerking av hunndyr for å lokalisere ynglinger i hi, og hiuttak. Disse metodene er svært kontroversielle i befolkningen, og det er sannsynlig at det blir mer kontroversielt i fremtiden. I tillegg er metodene svært kostbare. Det er likevel sannsynlig at de vil fortsette å være essensielle så lenge forvaltningsmålet er å holde jervebestanden innenfor slike tette definerte rammer.

9.4 Sonering

Gjeldene politikk for soneforvaltning har hindret jerv fra å etablere seg i sørvestlige deler av Norge hvor det er store områder med egnet habitat. På en finere skala undervurderer ofte dagens regionale forvaltningsplaner den omfattende arealbruken til jerveindivider, og de opprettede jervesonene er ofte for små, smale og fragmenterte til å omfavne jervenes forflytninger. Utilstrekkelig koordinering mellom forvaltningsregioner har fremhevet disse problemene (se Linnell m.fl. 2015 for eksempel Forollhogna).

En annen viktig forutsetning for at soneinndeling skal fungere konfliktreduserende er at det gjøres endringer i konfliktpotensialet innenfor områdene prioritert til rovdyr (Linnell m.fl. 2003, 2005). Dette innebærer store endringer i saueproduksjonen og husdyrhold, men dette er ikke gjennomført på stor nok skala selv i områder hvor jerv-sau konflikten har pågått i mer enn 30 år.

Tamrein har en begrenset utbredelse i Sør-Norge. Selv om det er mulig å opprettholde mange jerv i Sør-Norge uten å tillate dem i disse områdene, er de viktigste reindriftsområdene langs grensen til Sverige. Det er derfor sannsynlig at områdene uavhengig av norsk politikk vil få en konstant tilstrømming fra andre siden av grensen (Gervasi m.fl. 2015). Utmarksbeite for sau okkuperer det meste av Sør-Norge, og det eksisterer ingen potensielle områder hvor jerv kan slå seg ned uten at det er tilknyttet konflikt med sau. Det eneste unntaket er i de østlige og sørlige delene av Hedmark, der tilstedeværelse av bjørn og ulv har ført til massiv restrukturering av sauenæringen, noe som skaper et område hvor jerv kan være nesten uten ekstra konflikter. Inntil nylig har derimot det såkalte «byrdefordelingsprinsippet» hindret disse synergiene i å bli utnyttet.

9.5 Hvor kan jerv leve i Sør-Norge?

Det tradisjonelle synet er at jerven er knyttet til de alpine og sub-alpine økosystemene med tilgang på rein (både vill og tam) og lite menneskelig aktivitet. De siste 30 årene har jerv vært knyttet til disse områdene, og våre estimer av potensielt jervehabitat har vært fokusert på fjelløkosystemene (Lande et al 2003; May m.fl. 2008, 2012). Disse analysene har vist at nesten alle alpine og sub-alpine områder i Sør-Norge representerer potensielle jervehabitat. De siste årene har det imidlertid vært økende forekomst av jerv i de boreale skogene i sørøstlige Norge og Midt-

Sverige (Aronsson m.fl. 2014; Makkonen 2015). Vi vet mindre om økologien til jerv i disse områdene, (men se van Dijk m.fl 2008a; van Dijk m.fl 2008b). Forskning fra Nord-Amerika og andre deler av Eurasia tyder derimot på at jerven er en naturlig del av den boreale skogens fauna (Copeland m.fl. 2010; Inman m.fl. 2012), og de ser ut til å ha en bred habitattoleranse (Rauset m.fl. 2013). Sentrale spørsmål er knyttet til jervens toleranse for menneskelig forstyrrelse og habitatfragmentering, i hvilken grad de er avhengig av kadaver fra andre store rovdyr, påvirkning av temperatur på matgjemmer og i hvilken grad de er avhengig av snø og ulendt terreng for hiene (Inman m.fl. 2012). Til tross for denne usikkerheten er det utvilsomt at det er et langt større potensial for jerv å okkupere boreale skogsområder enn tidligere antatt i Norge. Dette åpner muligheten for større frihet til å sonere jerv innenfor skogskredde områder. En utfordring er at jerv kan synes vanskeligere å overvåke i skogkledde habitater på grunn av utfordringene med å finne både hilokaliteter og ekskrementer til DNA-analyser. Totalt er egnet habitat for jerv i Sør-Norge mange ganger større enn det som er satt som dagens målsetning.

9.6 Hvor kontinuerlig må en bestand være for å sikre konnektivitet?

Tradisjonelle levedyktighetsanalyser har hatt fokus rettet mot spørsmålet om hvor mange individer som er nødvendig for å sikre den langsiktige overlevelsen (Sæther m.fl. 2003, 2005). Det er også en forutsetning at individer innenfor bestanden er nær nok hverandre, slik at de kan møtes og reproducere. Selv om store rovdyr er kjent for å bruke store områder er det grenser for hvor utspredd en bestand kan være og likevel fungere. På den andre siden, dersom en lokal populasjon blir for tett pakket i et lite område vil dens relative levedyktighet avta på grunn av økt konkurranse om mat (tetthetsavhengige faktorer). Jerv er generelt territoriell (Persson m.fl. 2010; Bischof m.fl. 2016), så det er klare grenser for hvor mange som kan få plass i et gitt område.

I Sarek i Nord-Sverige er jervebestanden relativt tett fordi den ikke er utsatt for omfattende jakt. Leveområder for individuelle jerv er i gjennomsnitt 733 km² for hanner og 195 km² for hunner (Mattisson m.fl. 2011). Til sammenligning er størrelsen på leveområdene i Troms og Finnmark, hvor bestanden holdes på en lav tetthet på grunn av jakt og felling, i gjennomsnitt 1150 km² for hanner og 480 km² for hunner (Mattisson m.fl. 2015). Data fra et lite utvalg av jervetisper i Sør-Norge indikerer enda større hjemområder (May m.fl. 2010). Disse studiene representerer trolig nær ytterpunktene av jervens områdebruk.

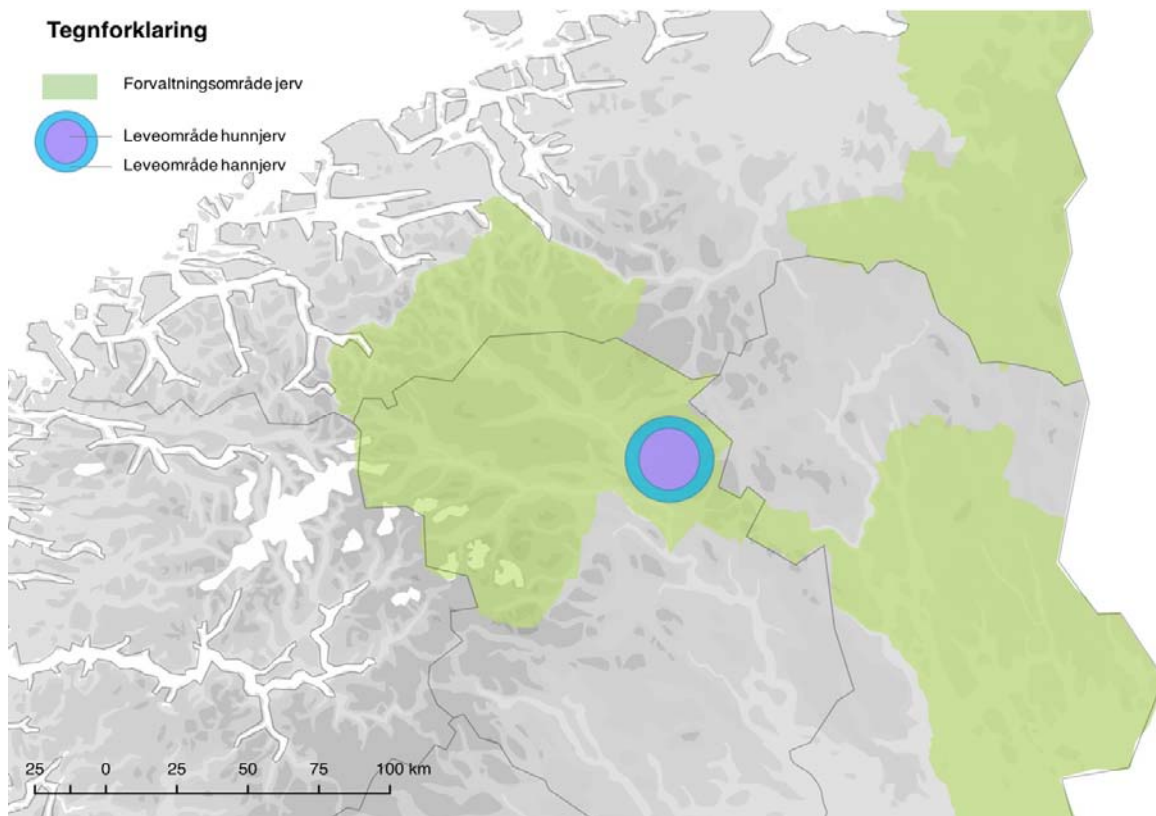
Som en generell regel blir levedyktigheten til en bestand styrket når fordelingen er kontinuerlig, og spesielt når den også har tilknytning til en større bestand. Forskning med genetikk og GPS-telemetri (Mattisson m.fl. 2015) har vist at unge jerver har mye lengre utvandningsavstander enn tidligere dokumentert ved hjelp av VHF metoder (Vangen m.fl. 2001). Det er dokumentert utvandningsavstander fra 100 til 350 km blant GPS merkede dyr, og en DNA-basert rekord på 1200 km er dokumentert (www.rovdata.no). De genetiske data presentert i kap. 6 viser at det er en stor grad av forflytning mellom den sørøstre og sørvestre delbestanden, og Gervasi m.fl. (2015) har vist at mange jerv flytter seg over grensen til Sverige. Dette indikerer at unge jerver har en meget høy spredningskapasitet i Skandinavia, og at de er i stand til å sikre konnektivitet på avstander lengre enn 100 km om det skulle være nødvendig.

En jervesone som er sammenhengende med de svenske og nordnorske bestandene vil være det beste for levedyktigheten, men spredningskapasiteten til jerv er slik at de i teorien kan sikre forbindelsen mellom flere soner adskilt med mange mil dersom det er nødvendig.

9.7 Optimal størrelse og form på jervesoner

Baksiden av den høye mobilitetsgraden til voksne og unge jerver er at det er umulig å opprettholde klare og skarpe grenser mellom små jerveprioriterte soner og tilstøtende soner prioritert for husdyr. Basert på enkle geometriske prinsipper inneholder et kompakt, rundt eller firkantet område et større areal i forhold til sin kantgrense, enn flere eller avlange områder. De nåværende

jervesonene er svært langstrakte, med en stor kant i forhold til arealet (omkrets/arealrate), noe som gjør det nesten umulig for jerv å forbli inne i en jervesone. Dataene fra GPS-merkede jerver viser at leveområdene vil ha en diameter på 20 til 40 km. Enhver sone som er mindre enn dette vil rett og slett ikke engang dekke rekkevidden til et individ, for ikke å snakke om en bestand (**Figur 18**). Å vedta en annen innretting av sonegrensene som øker arealet og minimerer omkrets/arealraten vil gjøre det enklere å minimere påvirkningen av jerv som lever innenfor en sone på husdyr som lever utenfor. Sonene må være mange tusen km² i areal for å omfavne meningsfulle antall jerver. Basert på et grovt tetthetsestimat trengs det et minimum areal på 20 000 til 30 000 km² for å inneholde det sørnorske bestandsmålet, gitt en høy tetthet og begrenset høsting. Dette vil kreve samordning mellom alle forvaltningsområdene i Sør-Norge.



Figur 18 Forvaltningssoner for jerv i Sør-Norge med en sirkel som indikerer et tenkt leveområde for jerv. Den indre sirkelen viser jervetispe, med leveområde på 400 km² og ytre sirkel viser området til en hannjerv på 800 km².

Dagens jervesoner innenfor de ulike rovviltregionene er for små til å opprettholde en effektiv differensiering mellom områder prioritert for jerv og områder prioritert for sau. Selv samlet sett har jervesonene en lite realistisk form, og koordineringen mellom regionene er langt fra optimal. Selv om den romlige fordeling fungerte, ville det uansett vært svært krevende å opprettholde stabile bestander på de ønskede nivåer av 4, 5 og 7 årlige reproduksjoner per forvaltningsregionen da det er mye usikkerhet involvert i forvaltningen av små bestander. Tilfeldig variasjon i dødelighet og reproduksjon vil ha relativt store effekter på små bestander. Den mest praktiske løsningen er å operere med et felles mål for hele Sør-Norge, og selv dette utgjør en relativt liten bestandsstørrelse.

En konsentrasjon av jerv vil føre til store konflikter med en liten gruppe beitebrukere. Fordelen er at det begrenser konflikten til et område, og dette vil begrense kostnadene knyttet til omstilling

til rovviltsikre driftsformer. For tamrein i Sør-Norge er det mulig å lage soner som ikke overlapper betydelig med rein i det hele tatt, men tamrein befinner seg som nevnt langs svenskegrensen noe som gjør det vanskelig å holde området fritt for jerv på grunn av innvandring fra Sverige (se over). Konsentrering av jerv har ulempen, sett fra ståstedet fra naturvernere, at det vil begrense områder hvor man kan se jerv, eller spor av den. Det vil også føre til at jerv bare kan innta sine økologiske funksjoner i et begrenset antall nasjonalparker.

Ved å spre jerv over et større område med lavere tetthet (for eksempel uten sonering, eller svært store soner), vil flere husdyrprodusenter potensielt bli utsatt for et noe lavere predasjonstrykk fra jerv, men på en mindre forutsigbar måte. Konflikter vil da være uunngåelige da det ikke er noen områder uten utmarksbeite som jerven kan slå seg ned i. Dette gjør det økonomisk vanskelig å finansiere den nødvendige restruktureringen av dyrehold da mange flere produsenter må finansieres. Imidlertid kan et slikt system bli oppfattet som mer rettferdig fordi påvirkningen spres ut over flere produsenter, og for naturvernere vil det kunne være positivt at man får oppleve jerv i flere områder.

Den grunnleggende forskjellen mellom de to alternative strategiene er knyttet til i hvilken grad det er vilje til (a) å gjøre de nødvendige strukturelle endringer i saueproduksjon på stor skala for å faktisk hindre tap, eller (b) om strategien er å akseptere dagens tapsnivå, og fortsette med å betale erstatning for tapene.

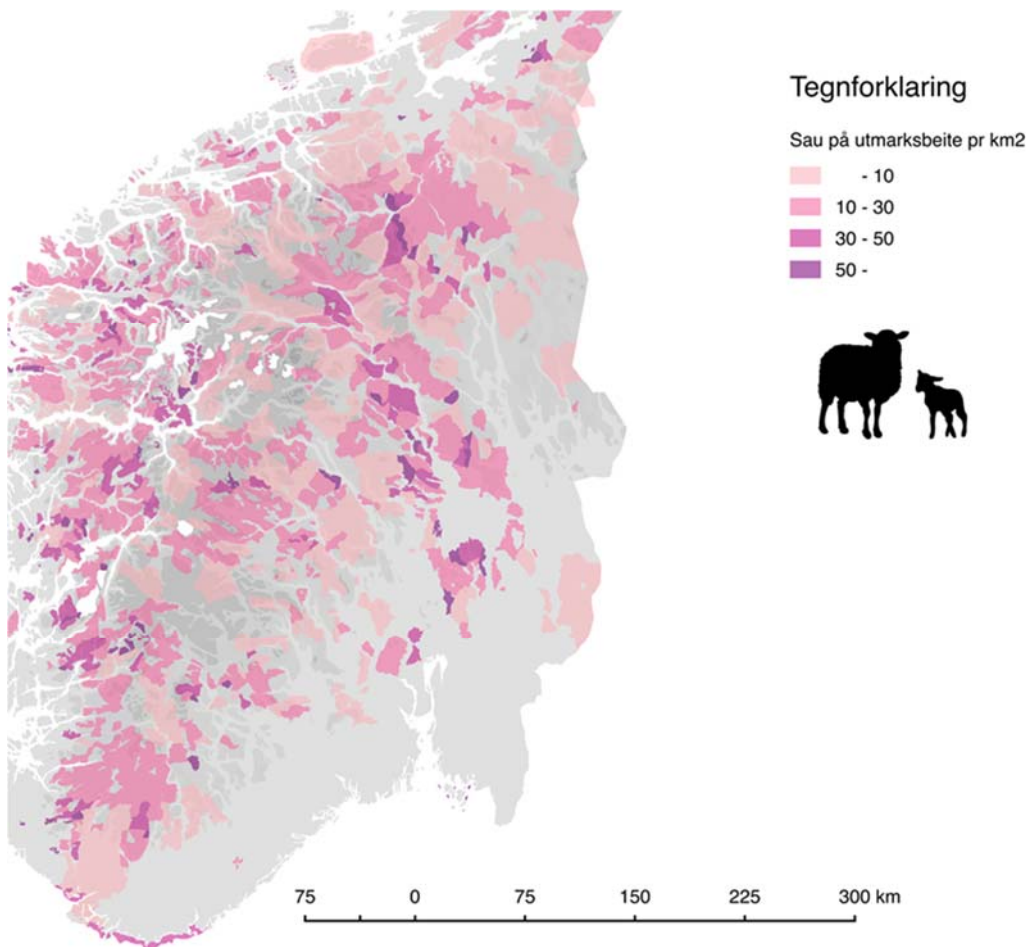
9.8 Plassering av områder prioritert for jerv

Målet for antall jerveynglinger i Sør-Norge (16) er lavt sett i forhold til det enorme areal av tilgjengelig habitat. Dette betyr at det er store muligheter for plassering av jervesoner. Ulike alternativene har klare fordeler og ulemper. Tamreinområdene er av begrenset utbredelse i Sør-Norge, og det er potensielt mulig å unngå ha mål om jerv i tamreinområder. I motsetning til dette er fordeling av beiteområder for sau så utbredt at det ikke er noen områder uten sau som er store nok til å inneholde bestander av jerv (**Figur 19**). Det er imidlertid stor variasjon i sauetetthet og i tetthet av områder viktig for kulturbetinget biologisk mangfold. Det eneste større området uten frittgående sau er de skogkleddene områdene i Hedmark i områder prioritert for ulv og bjørn.

Jervesoner ved svenskegrensen eller fylkesgrensen til Nord-Trøndelag vil styrke bestandenes levedyktighet på grunn tilknytningen til større jervebestander i sentrale og nordlige Skandinavia.

I motsetning til dette så inneholder den vestlige delen av den sørlige norske jervebestanden (vest for rv 3) den høyeste andelen av jerv med spesifikke genotyper som ikke finnes andre steder i Skandinavia. Disse vestlige områdene inneholder også den høyeste tettheten av nasjonalparker med bevaringsmål som kan synes kreve tilstedeværelse av jerv.

Samlet sett finnes det ingen områder uten konflikter, og alle valg av jervesoner vil innebære å gjøre avveininger mellom ulike konflikter. Som vi har påpekt ovenfor, er det teknisk mulig å redusere omfanget av konfliktene med endringer i sauehold som gjør næringen kompatibel med tilstedeværelse av jerv.



Figur 19. Fordeling og tetthet av sau i beiteområder i Sør-Norge. Data fra organisert beitebruk, NIBIO (www.nibio.no)

9.9 Erstatning

Utbetaling av erstatning for tap til rovdyr har vært hovedstrategien for norsk rovviltforvaltning de siste 25 årene. Det norske erstatningssystemet har sin opprinnelse i å ville beskytte sau- eller reinprodusenter fra økonomisk tap. Følgelig har det vært relativt lave krav til dokumentasjon. Det utbetales erstatning for 10 til 20 ganger flere dyr enn det som er dokumentert gjennom en formell kadaverundersøkelse. På den ene siden har dette systemet beskyttet produsenter mot de største økonomiske konsekvensene av høye tap til predasjon. Men på den andre siden har systemet ført til en rekke uheldige konsekvenser, blant annet (a) en høy grad av uenighet om de reelle tap til jerv og andre rovdyr, (b) et svært kostbart system med store utbetalinger og høye administrative kostnader forbundet med dokumentasjon av tap i felt og behandling av erstatningskrav, og (c) få økonomiske insentiver til å gjøre nødvendige endringer i husdyrdrift for å redusere tapene.

Det er ulike erfaring med erstatningssystemer som et konfliktreduserende verktøy internasjonalt, og det er ikke gitt at de øker toleransen for rovdyr og/eller reduserer konfliktene (e.g. Agarwala m.fl. 2010; Naughton-Treves m.fl. 2003; Persson m.fl. 2015). Imidlertid er retten til erstatning lovpålagt i Norge, og det vil derfor forbi en del av forvaltningsverktøyet. Dette betyr ikke at systemet ikke kan endres eller forbedres i denne prosessen.

Det har vært forslag om å endre erstatningssystemene på en måte som skal redusere usikkerheten, redusere de administrative kostnadene og øke insentivene til endring av driften (Anonym

2011a). Det beste alternativet til dagens erstatningssystem er en overgang til et risikobasert system mer likt det svenske systemet for erstatning av rovviltskader på rein (Zabel & Holm-Müller 2008; Zabel m.fl. 2014). Dette systemet har lavere administrative kostnader og gir sterke insentiver for endringer i beitebruken som reduserer tap. En prosess pågår for å endre norsk erstatningsordning for tamrein (Anonym 2011b). Så langt har det ikke vært noen fremskritt i å endre systemet for sau.

10 Revidering av soneforvaltning for jerv i Sør-Norge – forslag til veien videre

Vi har blitt bedt om å komme med konkrete forslag til prosesser som kan hjelpe de ansvarlige nemndene i å designe en felles sørnorsk jervesone. I forvaltningen av kontroversielle ressurser er det urealistisk å forvente konsensus om en bestemt løsning, og man må forsøke å finne akseptable kompromiss. Alle løsninger vil innebære avgjørelser som utvilsomt vil være upopulære hos ulike brukergrupper. For eksempel vil en streng soneringspolitikk, der en konsentrerer jervene til svært begrensede soner, gi større grad av forutsigbarhet for dem som har husdyr i utmarka da man kan ekskludere rovdyra fra områder med det største konfliktpotensialet og konsentrere skadeforebyggende tiltak til begrensede områder med rovdyr. På den annen side vil en slik streng sonering komme i konflikt med andre hensyn (diskutert i **Kap. 7**).

Her skisserer vi et mulig verktøy som kan benyttes i arbeidet med å utarbeide en nye koordinert forvaltning av jerv i Sør-Norge. Først illustrerer vi de mange utfordringene med plassering av en felles jervesone i Sør-Norge, og vi kommer med forslag til data og ulike verdibaserte hensyn som eventuelt kan benyttes som grunnlag for soneringen. Til slutt presenterer vi konkrete verktøy og forslag til prosesser som kan benyttes i dette arbeidet.

Vi benyttet kartdata på tetthet av sau (organisert beitebruk, www.nibio.no) og reinbeitedistrikt (www.reindrift.no) til å klassifisere Sør-Norge med hensyn til potensielle konflikter med jerv basert på tetthet av sau, tamreinområder og kalvingsland for tamrein (**Figur 20**). Dette ble kombinert til en gradert «beiteindeks» (**Figur 20**) der ingen sau og rein gir minimum konflikt (Beiteindeks = 6) og høy tetthet av sau og kalvingsland for tamrein blir maksimal konflikt (Beiteindeks = 0). Vi understreker at dette kun er et eksempel, og i videre diskusjoner bør det vurderes å inkludere tetthet av tamrein, utvalgte viktige kulturlandskap, beitekvalitet og evt. andre faktorer.

I eksemplet her graderte vi også Sør-Norge basert på alle registrerte jerveekskrement (2001-2015) bufret med 16 km, yngling av jerv basert på registrerte jervehi (2001-2015) bufret med 16 km, jerv med unike alleler bufret med 16 km, forvaltningsområder prioritert for bjørn og ulv, verneområder og villreinområder. Alle verdiene settes her lik 1 eller 0, og deres relative betydning vektlegges ikke (se diskusjon nedenfor). Kombineres de ulike verdiene så vil Sør-Norges arealer klassifiseres med verdier fra 0 til 6, der 6 oppfyller alle verdiene («jerveindeks», **Figur 21**). I den videre prosessen bør det vurderes å inkludere mer formaliserte analyser av tilgjengelig jervehabitat, maksimal avstand fra nabobestander basert på kunnskap om spredning, vurdering av potensielle barrierer for jerv og analyser av minimal størrelse og diameter på soner.

Beiteindeksen og jerveindeksen kombineres så i en matrise, der lav verdi representerer områder minst egnet som forvaltningsområde for jerv, mens høy verdi angir områder best egnet som forvaltningsområde (**Figur 22**).

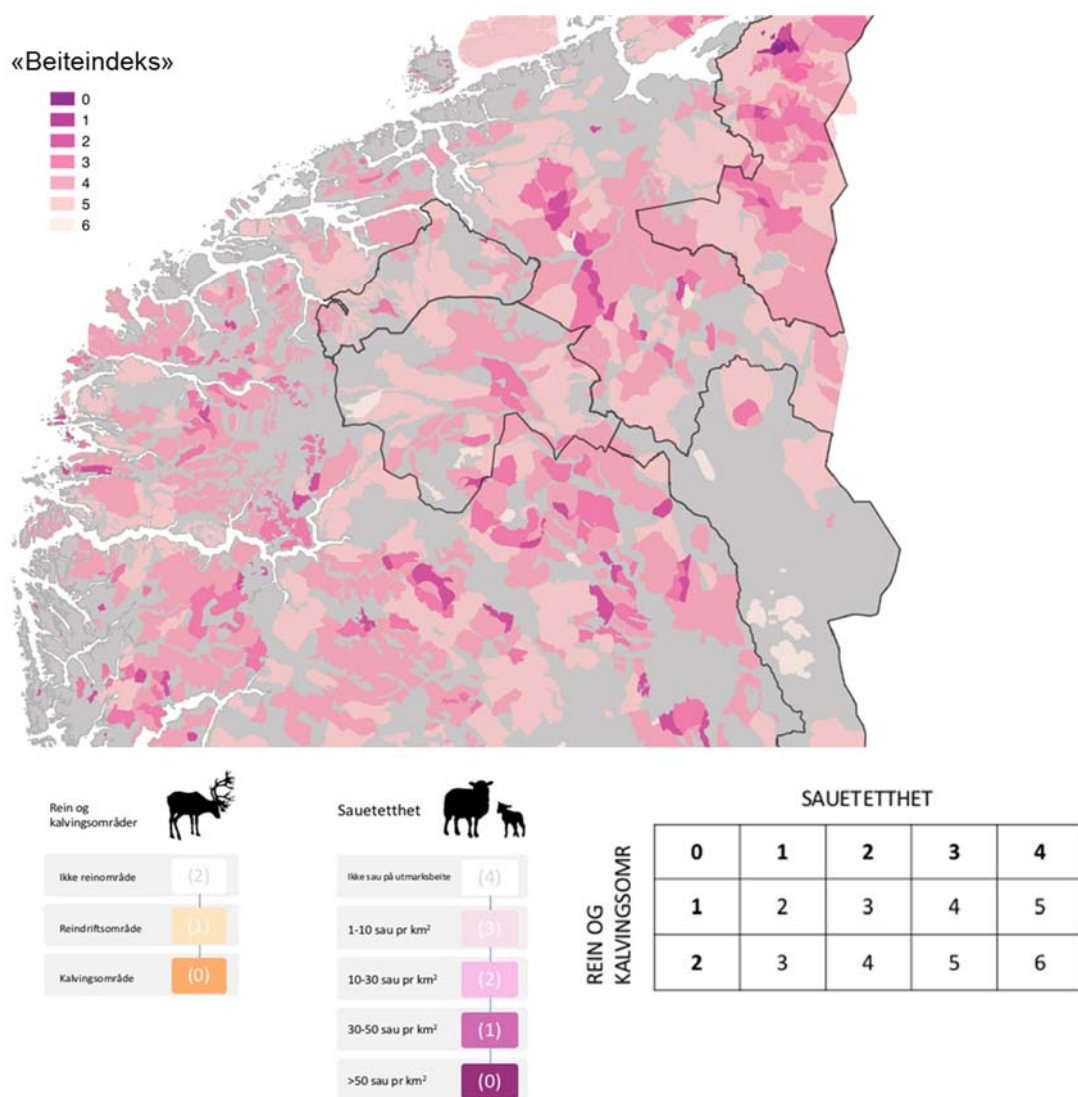
Figur 23A–D illustrerer utfordringene rundt lokalisering av en stor jervesone i Sør-Norge. En relativt kompakt sone av lignende størrelse som dagens, men med en mer avrundet form vil begrense antall husdyrprodusenter som er påvirket av jerv, og dette vil gjøre det enklere å gjennomføre investeringer i nødvendige strukturelle endringer i saueholdet. En større jervesone vil spre påvirkningen av jerv ut over et større område. Dette vil redusere presset på enkelte husdyrprodusenter. Flere berørte brukere vil gjøre det vanskeligere å gjennomføre strukturelle endringer i husdyrproduksjonen som hindrer tap på grunn av høyere kostnader. Vi har her (**Figur 23**) som eksempel benyttet areal som er tilnærmet lik i størrelse som dagens jervesoner. Områder øst for Østerdalen (**Figur 23A**) vil øke levedyktigheten til de sørnorske jervene på grunn av tilknytning til en større sammenhengende bestand i sentrale og nordlige Skandinavia, og vil tillate jerv å leve i områder prioritert for ulv og bjørn som også har langt mindre konfliktpotensial i forhold til husdyr. Områder vest for Østerdalen (**Figur 23B**) vil sikre bevaring av to sjeldne ge-

notyper som ikke finnes andre steder i Skandinavia, og vil tillate jerven å leve i alpine nasjonalparker hvor deres tilstedeværelse både er av stor symbolsk betydning, og et sentralt element nødvendig for at parkene oppfyller sine bevaringsmål om komplette økosystem. Jerv i villreinområder vil sannsynligvis bidra med å ta ut sjuke dyr, men vi mangler i dag gode tall på effekten av jerv på villreinbestander. Det er vanskelig å tenke seg en stor sone (**Figur 23C**) uten å komme i konflikt med enten tamrein, sau, eller begge deler, og samtidig tilfredsstillere andre hensyn. Det kan dermed være en løsning å dele opp i to soner (**Figur 23D**). Det totale arealet vil bli noe større, og området mellom sonene blir vanskelig å holde fri for jerv. I eksempel 23D antar vi at avstanden ikke er større enn at unge jerver vil kunne utveksles mellom sonene.

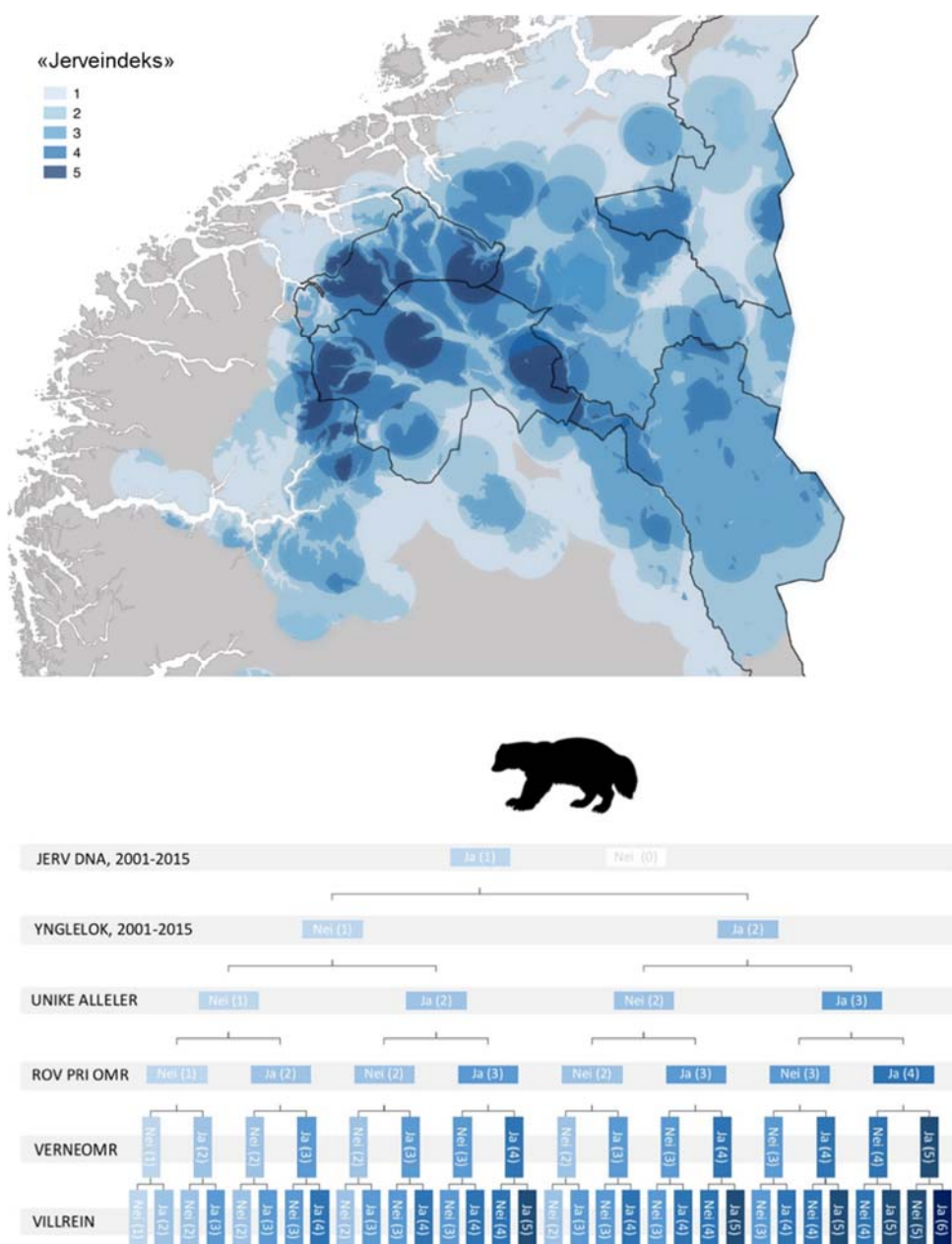
Et annet viktig poeng er at grensene ikke kan følge administrative grenser. Figur 23 illustrerer at nordvestre deler av Region 1 bør være med i en helhetlig vurdering av en framtidig jervesone.

Det er avgjørende at vektlegging av verdibaserte hensyn ikke gjøres av forskere eller forvaltere alene. Kartene i **Figur 23** vil endres med endret vektlegging av ulike hensyn. Vi anbefaler at det i den videre prosessen brukes en rådgivningsgruppe bestående av forskere, forvaltere, nemndsmedlemmer (alle berørte rovviltneemnder representert) og berørte brukere (næring, jakt, naturvern og friluftsliv). NINA har lang erfaring i gjennomføring av slike prosesser. Et eksempel er det tverrfaglige prosjektet «Rovvilt og samfunn mot en fleksibel forvaltning» (RoSa) som pågikk i perioden 2000–2004 (Hustad m.fl. 2005). En bredt sammensatt rådgivningsgruppe spilte en sentral rolle i utredningsarbeidet i forbindelse med rovviltmeldinga (St. meld. nr. 15 (2003–2004)). Andre eksempler på tilsvarende prosesser er Villrein og samfunn (ViSa), og Horisont Snøhetta (Andersen & Hustad 2004, Strand m.fl. 2013).

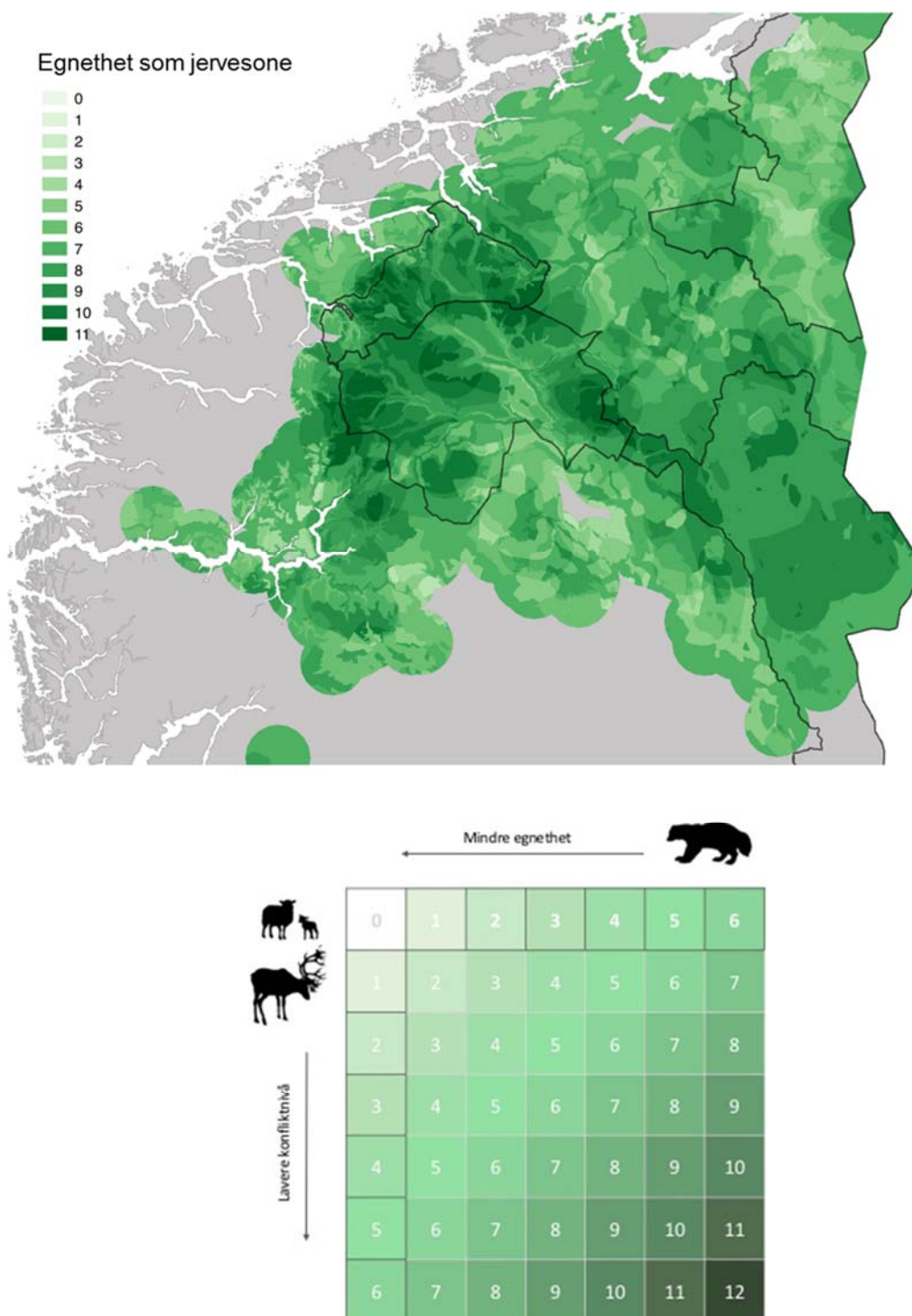
Det finnes GIS-baserte arealplanleggingsverktøy tilgjengelig som kan benyttes i planleggingsprosessen når prosessen med vektlegging av de verdibaserte hensynene er gjennomført. Et eksempel er programvaren MARXAN (<http://www.uq.edu.au/marxan/>) som er utviklet for optimal arealplanlegging av naturressurser (Ball & Possingham 2000). Verktøyet er benyttet i mange tilsvarende planleggingsprosesser som planlegging av ulike forvaltningsscenarier for ulv og bjørn i Appenninene i Italia, og grizzlybjørn i British Columbia (Rondinini & Boitani 2007, Nielsen 2011). Programvaren tar hensyn til biologiske parametere, som f.eks. arealkravene til et gitt antall jerv (**Kap.9.7**) og enkle geometriske prinsipper som tilsier at en stor og kompakt sone har større areal i forhold til sin kantgrense, enn flere eller avlange områder. Programmet kjører en algoritme kalt «simulert annealing» for å finne optimale kombinasjoner av soner som best tilfredsstiller en forhåndsdefinert målsetting, underlagt definerte «kostnader» (som areal, sauetaf etc.). Dette sikrer en objektiv tilnærming til planleggingsprosessen, men det er altså gitt at de verdibaserte hensynene vektlegges av referansegruppen.



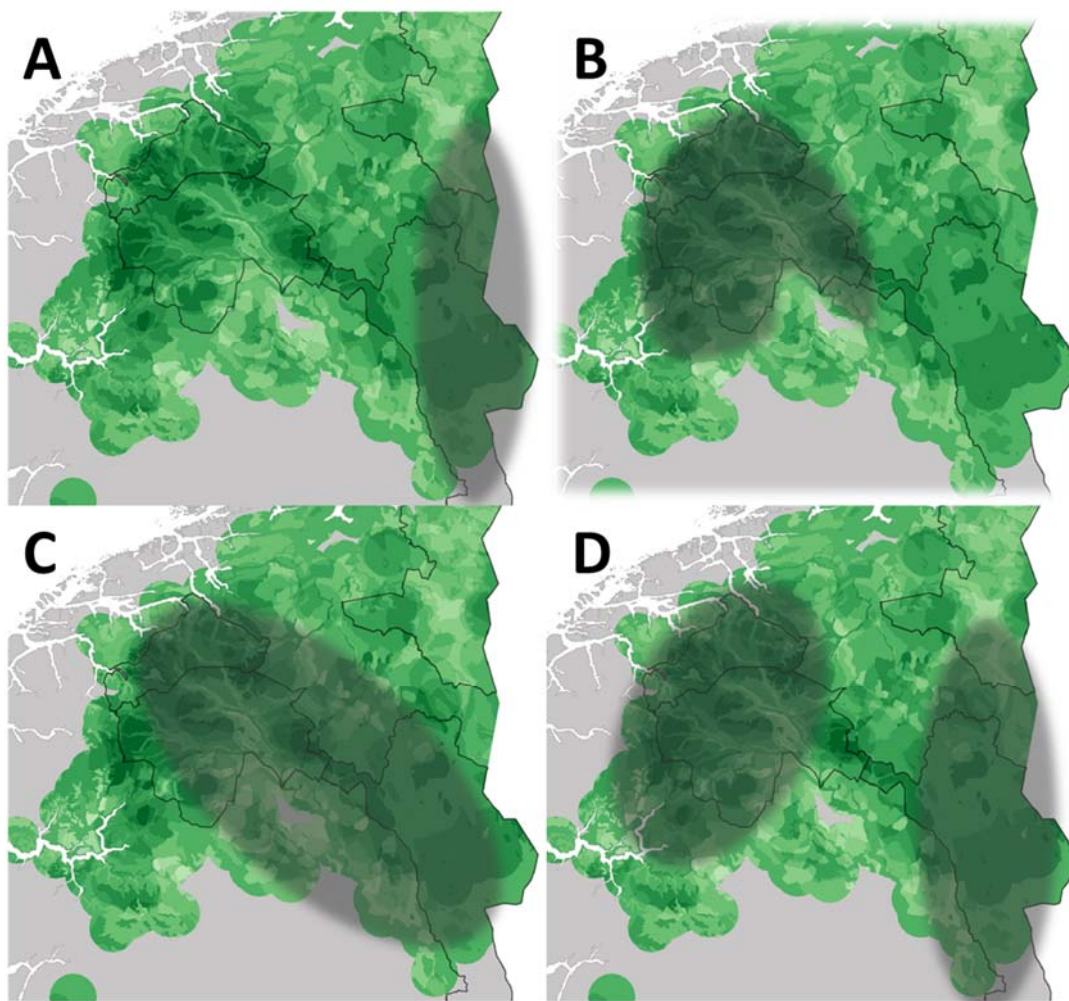
Figur 20. Eksempel på hvordan kartdata på tetthet av sau (organisert beitebruk) og reinbeitedistrikt (www.reindrift.no) kan benyttes til å lage en «beiteindeks» der Sør-Norge klassifiseres med hensyn til potensielle konflikter med jerv basert på tetthet av sau, tamreinområder og kalvingsland for tamrein.



Figur 21 Eksempel på en «jerveindeks» basert på tidligere observasjoner av jerv, jerv med unike alleler, verneområder, villreinområder og forvaltningsområder for ulv og bjørn. For verdien 0 er ingen av de valgte kriteriene tilstede, og for verdi 6 er alle kriteriene til stede. Verdi 0 er områdene uten farge. Verdi 6 ble ikke registrert.



Figur 22 Områder i Sør-Norge mest egnet og minst egnet som forvaltningsområde for jerv. Ingen områder når indeks 12.



Figur 23 Illustrasjon av områder i Sør-Norge som kan være mest egnet og minst egnet som forvaltningsområde for jerv. Vi har her som eksempel benyttet areal som er tilnærmet lik i størrelse som dagens jervesoner. Områder øst for Østerdalen (A) vil øke levedyktigheten til de sør-norske jervene på grunn av tilknytning til en større sammenhengende bestand i sentrale og nordlige Skandinavia, og vil tillate jerv å leve i områder prioritert for ulv og bjørn som også har langt mindre konfliktpotensial i forhold til husdyr. Områder vest for Østerdalen (B) vil sikre bevaring av to sjeldne genotyper som ikke finnes andre steder i Skandinavia, og vil tillate jerven å leve i alpine nasjonalparker hvor deres tilstedeværelse både er av stor symbolsk betydning, og et sentralt element nødvendig for at parkene oppfyller sine bevaringsmål om komplette økosystem. Jerv i villreinområder kan bidra med å ta ut sjuke dyr, men vi mangler i dag gode tall på dette. Det er vanskelig å tenke seg en stor sone (C) uten å komme i konflikt med enten tamrein, sau, eller begge deler, og samtidig tilfredsstillende andre hensyn. Det kan dermed være en løsning å dele opp i to soner (D). Det finnes GIS-baserte arealplanleggingsverktøy tilgjengelig som kan benyttes optimalisere plassering av soner når prosessen med vektlegging av de verdibaserte hensynene er gjennomført.

11 Referanser

- Agarwala, M., Kumar, S., Treves, A. & Naughton-Treves, L. 2010. Paying for wolves in Solapur, India and Wisconsin, USA: comparing compensation rules and practice to understand the goals and politics of wolf conservation. - *Biological Conservation* 143 (12): 2945-2955.
- Andersen, R. & Hustad, H. 2004. Villrein og samfunn: En veiledning til bevaring av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27.
- Anonym. 2011. Innstilling fra ekspertutvalg vedrørende endringer i erstatningsordningen for rovviltsskade på husdyr. - Rapport fra Direktoratet for naturforvaltning.
- Anonym. 2011. Utredning – erstatningsordning for tamrein prosjektgruppe ledet av Direktoratet for naturforvaltning. - Rapport fra Direktoratet for naturforvaltning.
- Aronsson, M., Persson, J. & Sköld, K. 2014. Järven i skogslandet – en pilotstudie. Årsrapport 2013. - Swedish University of Agricultural Sciences.
- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J. D. C. & Karanth, K. U. 2011. Translocation as a tool for mitigating conflict with leopards in human-dominated landscapes of India. - *Conservation Biology* 25 (1): 133-141.
- Ball, I. R., and H. P. Possingham. 2000. Marine reserve design using spatially explicit annealing. The University of Queensland, Brisbane, Australia. Available from <http://www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm> (accessed Juni 2016).
- Bischof, R., Gregersen, E. R., Broseth, H., Ellegren, H. & Flagstad, O. 2016. Non-invasive genetic sampling reveals intra-sex territoriality in wolverines. - *Ecology and Evolution* 6 (5): 1527-1536.
- Bischof, R., Nilsen, E. B., Broseth, H., Maennil, P., Ozolins, J. & Linnell, J. D. C. 2012. Implementation uncertainty when using recreational hunting to manage carnivores. - *Journal of Applied Ecology* 49 (4): 824-832.
- Brainerd, S. M. & Bjerke, T. 2003. Informasjonstiltak om store rovdyr i Norge. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 069: 1-71.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J. M., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J. D. C. & Weber, J. M. 2005. Non-lethal techniques for reducing depredation. - I Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A., red. *People and wildlife: conflict or coexistence?* Cambridge University Press, Cambridge. s. 49-71.
- Bruteig, I. E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 71: 1-65.
- Copeland, J. P., McKelvey, K. S., Aubry, K. B., Landa, A., Persson, J., Inman, R. M., Krebs, J., Lofroth, E., Golden, H., Squires, J. R., Magoun, A., Schwartz, M. K., Wilmoth, J., Copeland, C. L., Yates, R. E., Kojala, I. & May, R. 2010. The bioclimatic envelope of the wolverine (*Gulo gulo*): do climatic constraints limit its geographic distribution? - *Canadian Journal of Zoology* 88 (3): 233-246.
- De Angelis, D. 2015. Spatio-temporal distribution of wolverine reproductions in Norway: environmental variables, harvest and detectability analysis. - MSc Thesis, La Sapienza University of Rome, Italy.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Yoccoz, N. G. & Henaug, C. 2003. Tapsforebygging i reindriften: Effekten av vinterføring og kalving i gjerde. - NINA Oppdragsmelding (773): 1-13.
- Flagstad, O., Hedmark, E., Landa, A., Broseth, H., Persson, J., Andersen, R., Segerstrom, P. & Ellegren, H. 2004. Colonization history and noninvasive monitoring of a reestablished wolverine population. - *Conservation Biology* 18 (3): 676-688.
- Flagstad, Ø., Brøseth, H., Balstad, T., Syslak, L., Johansson, M., Wärdig, C., & Ellegren, H. 2009. DNA-basert overvåking av den skandinaviske jervbestanden vinteren 2008 - NINA Rapport 498. 40 s.
- 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.
- Frankham, R. 1995a. Conservation genetics. *Annual Review of Genetics* 29, 305-327.
- Franklin, I. R. & Frankham, R. 1998. How large must a population be to retain evolutionary potential. *Animal Conservation*. 1, 69-71.
- Gervasi, V., Broseth, H., Gimenez, O., Nilsen, E. B. & Linnell, J. D. C. 2014. The risks of learning: confounding detection and demographic trend when using count-based indices for population monitoring. - *Ecology and Evolution* 4 (24): 4637-4648.

- Gervasi, V., Brøseth, H., Nilsen, E. B., Ellegren, H., Flagstad, Ø. & Linnell, J. D. C. 2015. Compensatory immigration counteracts contrasting management strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia. - *Biological Conservation* 191: 632-639.
- Guillot, G., Mortier, F. & Estoup, A. 2005. GENELAND: a computer package for landscape genetics. *Molecular Ecology Notes* 5, 712-715.
- Heggberget, T. M. & Myrberget, S. 1980. Bestanden av jerv Norge i 1970-åra. - *Fauna* 33: 52-55.
- Hustad, H., Andersen, R. & J. D. C. Linnell. 2005. Rovvilt og Samfunn (RoSa) – Akseptable kompromissløsninger for framtidig rovviltforvaltning? Oppsummering av RoSas aktivitet i forbindelse med St.meld. nr. 15 (2003-2004) Rovvilt i norsk natur. NINA rapport 28. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Inman, R. M., Magoun, A. J., Persson, J. & Mattisson, J. 2012. The wolverine's niche: linking reproductive chronology, caching, competition, and climate. - *Journal of Mammalogy* 93 (3): 634-644.
- Keller, L. F. & Waller, D. M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 230-241.
- Landa, A., Strand, O., Swenson, J. E. & Skogland, T. 1997. Wolverines and their prey in southern Norway. - *Canadian Journal of Zoology* 75: 1292-1299.
- Landa, A., Strand, O., Linnell, 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 (3): 448-457.
- Landa, A., Krogstad, S., Tømmerås, B. Å. & Tufto, J. 1998. Do volatile repellents reduce wolverine *Gulo gulo* predation on sheep? - results of a large scale experiment. - *Wildlife Biology* 4: 111-118.
- Landa, A., Gudvangen, K., Swenson, J. E. & Røskaft, E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. - *Journal of Applied Ecology* 36: 963-973.
- Landa, A., Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., Røskaft, E. & Moskness, I. 2000. Conservation of Scandinavian wolverines in ecological and political landscapes. - I Griffiths, H. I., red. *Mustelids in a modern world: conservation aspects of small carnivore-human interactions*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands. s. 1-20.
- Landa, a., Andersen, R., Tufto, J., Grov, B. & May, R. 2002. Tap av sau til jerv: betydning av familiegrupper og effekten av uttak. - I Brainerd, S., red. *Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen*. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 66. s. 24-28.
- Landa, A., Tufto, J., Franzén, R., Bø, T., Lindén, M. & Swenson, J. E. 1998. Active wolverine dens as a minimum population estimator in Scandinavia. - *Wildlife Biology* 4: 159-168.
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J. H. M., Valnes, F., Fox, J. L., Holand, Ø. & Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 50: 1-44.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, a., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. E. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i skandinavia: GIS - analyser på et økoregionalt nivå. - NINA Fagrapport 64: 1-31.
- Linnell, J. D. C. & Tveraa, T. 2015. Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov for forvaltning av rovvilt i Norge. - NINA Rapport 1195: 1-80.
- Linnell, J. D. C., Odden, J. & Mertens, A. 2012. Mitigation methods for conflicts associated with carnivore depredation on livestock. - I Boitani, L. & Powell, R. A., red. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford. s. 314-332.
- Linnell, J. D. C., Smith, M. E., Odden, J., Kaczensky, P. & Swenson, J. E. 1996. Strategies for the reduction of carnivore - livestock conflicts: a review. - Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 443: 1-118.
- Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Forvaltningsscenarier for store rovdyr i Norge. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 65: 1-43.
- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R. & Breitenmoser, U. 2005. Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. - I Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A., red. *People & Wildlife: conflict or co-existence*. Cambridge University Press, Cambridge. s. 163-174.
- Linnell, J. D. C., Støen, O. G., Hansen, I., Eilertsen, S., Flagstad, Ø., Gervasi, V., Brøseth, H., Swenson, J. E. & Odden, J. 2015. Utredning om endring i yngleområdene for jerv og bjørn i rovvilt region 6 -NINA Rapport 1123: 1-36.
- Løe, J. & Røskaft, E. 2004. Large carnivores and human safety: a review. - *Ambio* 33 (6): 283-288.

- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Myrseth, A., Brøseth, H. & Linnell, J. D. C. 2015. Mortality and lamb body mass growth in free-ranging domestic sheep – environmental impacts including lethal and non-lethal impacts of predators. - *Ecography* 38.
- Makkonen, T. 2015. Den site characteristics of female wolverine (*Gulo gulo*) in Scandinavian forest landscape. - MSc Thesis, University of Oulu, Finland.
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, J., Segerström, P. 2011. The influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. *Journal of Mammalogy* 92:1321–1330.
- Mattisson, J., Persson, J., Andrén, H., Segerström, P. 2011. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx, and a facultative scavenger, the wolverine. *Canadian Journal of Zoology* 89:79-89.
- Mattisson, J., Odden, J. & Linnell, J. D. C. 2014. A catch-22 conflict: access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. - *Biological Conservation* 179: 116-122.
- Mattisson, J., Odden, J., Strømseth, T. H., Rauset, G. R., Flagstad, Ø. & Linnell, J. D. C. 2015. Gaupe og jerv i reinbeiteland: sluttrapport for Scandlynx Troms og Finnmark 2007 - 2014. - NINA Rapport 1200: 1-50.
- May, R., Van Dijk, J., Andersen, R. & Landa, A. 2008. Wolverines in a changing world: final report of the Norwegian wolverine project 2003-2007. - NINA Report 434: 1-46.
- May, R., van Dijk, J., Forland, J. M., Andersen, R. & Landa, A. 2008. Behavioural patterns in ewe-lamb pairs and vulnerability to predation by wolverines. - *Applied Animal Behaviour Science* 112: 58-67.
- May, R., van Dijk, J., Landa, A., Andersen, R. & Andersen, R. 2010. Spatio-temporal ranging behaviour and its relevance to foraging strategies in wide-ranging wolverines. - *Ecological Modelling* 221 (6): 936-943.
- 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* 287 (3): 195-204.
- May, R., van Dijk, J., Wabakken, P., Swenson, J. E., Linnell, J. D. C., Zimmermann, B., Odden, J., Pedersen, H. C., Andersen, R. & Landa, A. 2008. Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. - *Journal of Applied Ecology* 45 (5): 1382-1391.
- Mills, L. S. & Allendorf, F. W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. - *Conservation Biology* 10, 1509-1518.
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R. & Treves, A. 2003. Paying for tolerance: rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. - *Conservation Biology* 17 (6): 1500-1511.
- Nielsen, S. 2011. Mapping Grizzly Bear Habitats for Conservation Planning in the Central Interior of British Columbia. *Journal of Ecosystems and Management* 12 (1). <http://www.jem-online.org/forrex/index.php/jem/article/view/73.com>
- Odden, J., Mattisson, J., Gervasi, V. & Linnell, J. 2014. Gaupas predasjon på sau - en kunnskapsoversikt. - NINA Temahefte 57 (1-72).
- Persson, J. & Brøseth, H. 2011. Järv i Skandinavien - status och utbredning 1996 - 2010. - NINA rapport 732: 1-39.
- Persson, J., Wedholm, P. & Segerström, P. 2010. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia. - *European Journal of Wildlife Research* 56 (1): 49-57.
- Persson, J., Rauset, G. R. & Chapron, G. 2015. Paying for an Endangered Predator Leads to Population Recovery. - *Conservation Letters* 8 (5): 345-350.
- Persson, J., Landa, A., Andersen, R. & Segerström, P. 2006. Reproductive characteristics of female wolverines (*Gulo gulo*) in Scandinavia. - *Journal of Mammalogy* 87 (1): 75-79.
- Pritchard, J. K., Stephens, M. & Donnelly, P. 2001. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945-959.
- Rauset, G. R., Mattisson, J., Andrén, H., Chapron, G. & Persson, J. 2013. When species' ranges meet: assessing differences in habitat selection between sympatric large carnivores. - *Oecologia* 172 (3): 701-711.
- Rondinini, C. & Boitani, L. 2007. Systematic Conservation Planning and the Cost of Tackling Conservation Conflicts with Large Carnivores in Italy. *Conservation Biology* 21(6):1455-62.
- Røskaft, E., Handel, B., Bjerke, B. & Kaltenbon, B. P. 2007. Human attitudes towards large carnivores in Norway. - *Wildlife Biology* 13 (2): 172-185.

- Skogen, K., Krange, O. & Figari, H. 2013. Ulvekonflikter: en sosiologisk studie. - Akademika forlag, Oslo.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J. D. C., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J. E., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: økologisk prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 63: 1-78.
- Strand, O., Flemsæther, F., Gundersen, V. & Rønningen K. 2013. Horisont Snøhetta. NINA Temahefte 51, 99s.
- Sæther, B. E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. & Willebrand, T. 2003. Levedyktighetsanalyser av skandinavisk jerv. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 062.
- Sæther, B. E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. & Willebrand, T. 2005. Management strategies for the wolverine in Scandinavia. - Journal of Wildlife Management 69 (3): 1001-1014.
- Tveraa, T., Stien, A., Odden, J. & Linnell, J. D. C. 2014. Rovdyr - reindriftas viktigste tapsårsak? - Norsk Veterinærtidsskrift 126 (2): 104-111.
- Tveraa, T., Stien, A., Brøseth, H. & Yoccoz, N. G. 2014. The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. - Journal of Applied Ecology 51 (5): 1264-1272.
- Tveraa, T., Ballesteros, M., Bårdsen, B. J., Fauchald, P., Lagergren, M., Langeland, K., Pedersen, E. & Stien, A. 2012. Rovvilt og reindrift: kunnskapstatus i Finnmark. - NINA Rapport 821: 1-28.
- van Dijk, J., Andersen, T., May, R., Andersen, R., Andersen, R. & Landa, A. 2008. Foraging strategies of wolverines within a predator guild. - Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 86 (9): 966-975.
- Van Dijk, J., Gustavsen, L., Mysterud, A., May, R., Flagstad, Ø., Brøseth, H., 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.
- Vangen, K. M., Persson, J., Landa, A., Andersen, R. & Segerstrom, P. 2001. Characteristics of dispersal in wolverines. - Canadian Journal of Zoology 79: 1641-1649.
- Warren, J. T., Mysterud, I. & Hasvold, S. 1998. Lammedødeligheten i Lesja, Oppland 1997 med forvaltningsrelevante kommentarer. - Utmarksnæring i Norge / Biologisk institutt, Universitetet i Oslo: 1-98.
- Wild, M. A., Hobbs, N. T., Graham, M. S. & Miller, M. W. 2011. The role of predation in disease control: a comparison of selective and non-selective removal on prion disease dynamics in deer. - Journal of Wildlife Diseases 47 (1): 78-93.
- Zabel, A. & Holm-Müller, K. 2008. Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden. - Conservation Biology 22 (2): 247-251.
- Zabel, A., Bostedt, G. & Engel, S. 2014. Performance Payments for Groups: The Case of Carnivore Conservation in Northern Sweden. - Environmental & Resource Economics 59 (4): 613-631.

Vedlegg

Vedlegg 1: Verneformål med nasjonalparker og landskapsvernområder i Sør-Norge

Verneformål med nasjonalparker i sør Norge.

Nasjonalpark	Forskriftfestet formål
Skarvan og Roltdalen (441,37 km ²)	"Formålet med nasjonalparken er å ta vare på et i det vesentligste urørt fjell- og skogområde typisk for regionen. Det biologiske mangfoldet med økosystemer, arter og bestander skal sikres. Det er også et formål å verne om kulturminner og sammenhengen mellom disse, særlig de kulturminnene som er knyttet til kvernsteinsdrifta. Allmennheten skal gis anledning til naturopplevelser gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging. Ivaretagelse av naturgrunnlaget innenfor nasjonalparken er viktig for samisk kultur og næringsutnyttelse. Området skal kunne brukes til reindrift." (FOR-2004-02-20-390)
Femundsmarka (573 km ²)	"Formålet med opprettelsen av Femundsmarka nasjonalpark er: - å bevare et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt skog- og fjellområde , - å bevare landskapsformer med blant annet det særpregede dødislandskapet med blokkmark, morenerygger, sjøer og vannsystemer, - å bevare det naturlige biologiske mangfoldet med et egenartet plante- og dyreliv. Allmennheten skal gis anledning til naturopplevelse gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging. Kulturminner i nasjonalparken skal sikres mot skade. Området skal kunne nyttes til reindrift. Ivaretagelse av naturgrunnlaget innenfor nasjonalparken er viktig for samisk kultur og næringsutnyttelse " (FOR-1971-07-09-6)
Forollhogna (1.059,3 km ²)	"Formålet med opprettelsen av Forollhogna nasjonalpark er: - å bevare et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt fjellområde , - å bevare i naturlig tilstand landskapsformer og det biologiske mangfoldet med en variert vegetasjon med stort innslag av kravfulle plantearter og et rikt dyreliv med en høyproduktiv villreinstamme, - å verne om kulturminner og kulturlandskapsinnslag." (FOR-2001-12-21-1564)
Dovrefjell-Sunndalsfjella (1.692,9 km ²)	"Formålet med Dovrefjell - Sunndalsfjella nasjonalpark er å: - ta vare på et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt fjellområde, - ta vare på et høyfjellsøkosystem med det naturlige biologiske mangfoldet , - ta vare på en viktig del av leveområdet til villreinstammene i Snøhetta og Knutshø, - sikre variasjonsbredden i naturtyper, - bevare landskapsformer og særpregede geologiske forekomster, - verne om kulturminner. Allmennheten skal ha adgang til naturopplevelse gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2002-05-03-428)
Dovre (289,1 km ²)	Hovedformålet med opprettelsen av Dovre nasjonalpark er å: - ta vare på et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt fjellområde ,

	<ul style="list-style-type: none"> - ta vare på et høyfjellsøkosystem med et egenartet og variert biologisk mangfold, - ta vare på sentrale leveområder til villreinstammen i Rondane, - bevare landskapsformer og særpregede geologiske forekomster, - ta vare på verdifulle kulturminner. <p>Allmennheten skal fortsatt ha anledning til naturopplevelse gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging. (FOR-2003-10-24-1267)</p>
Rondane (963,5 km²)	<p>"Formålet med opprettelsen av Rondane nasjonalpark er å:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ta vare på et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt fjellområde, - ta vare på et høyfjellsøkosystem med et egenartet og variert biologisk mangfold, - ta vare på sentrale leveområder til villreinstammen i Rondane, - sikre variasjonsbredden i naturtyper som Rondaneområdet omfatter, herunder innslag av høyreliggende bjørke- og barskog, - bevare landskapsformer og særpregede geologiske forekomster, - ta vare på verdifulle kulturminner. <p>Allmennheten skal fortsatt ha anledning til naturopplevelse gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2003-10-24-1266)</p>
Reinheimen (1.969 km²)	<p>"Formålet med oppretting av Reinheimen nasjonalpark er å:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ta vare på eit stort, samanhengande og villmarksprega fjellområde - ta vare på eit høg fjellsøkosystem med eit eigenarta og variert biologisk mangfald - ta vare på sentrale leveområde til villreinstammen i Ottadalen nord - ta vare på eit viktig referanseområde for forskning med ein aust-vest gradient med stor variasjonsbreidde i høve til geologi, klima, vegetasjon og topografi - ta vare på landskapsformer og særprega geologiske førekomstar - ta vare på vassdragsnaturen i området - verne om kulturminne. <p>Ålmenta skal ha tilgang til naturoppleving gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2006-11-24-1302)</p>
Breheimen (1691 km²)	<p>"Føremålet med Breheimen nasjonalpark er å ta vare på eit stort, samanhengande og villmarksprega naturområde som inneheld sær- eigne, representative økosystem og landskap som er utan tyngre inn- grep. Vidare er føremålet med nasjonalparken å:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ta vare på eit høg fjellsøkosystem med eit eigenarta og variert biologisk mangfald - ta vare på leveområde til villreinstammen i Ottadalen villreinområde - ta vare på vassdragsnaturen i området - ta vare på ein variasjonsrikdom i geologi med særprega geologiske førekomstar, vegetasjon og landskap - ta vare på grottene i området - ta vare på kulturminne. <p>Ålmenta skal ha høve til uforstyrra oppleving av naturen gjennom utøving av naturvenleg og enkelt friluftsliv med lita grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2009-08-07-1064)</p> <p>[Regelen i pkt. 3.1 er ikkje til hinder for: b) skadefelling av store rovdyr i samsvar med gjeldande lovverk]</p>
Jotunheimen (1151 km²)	<p>"Formålet med nasjonalparken er å ta vare på eit stort, samanhengjande og villmarksprega naturområde i overgangen mellom aust-landsk og vestlandsk fjellnatur som inneheld særprega og representative økosystem og landskap utan tyngre naturinngrep. Vidare er formålet med vernet å ta vare på:</p>

	<ul style="list-style-type: none"> - Eit høgfjellsøkosystem med eit eigenarta og variert naturmangfald, medrekna artar, bestandar, naturtypar og geologi - Store alpine fjellmassiv med brear og spisse tindar med dei høgste fjelltoppane i Noreg - Vakre og eigenarta landskap - Fjellvatn og vassdragsnatur - Særprega geologiske førekomstar - Leveområde for villreinen - Kulturminne. <p>Ålmenta skal ha høve til uforstyrra naturoppleving gjennom utøving av naturvenleg og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2014-11-14-1398)</p>
Jostedalsbreen (1310 km ²)	<p>"Føremålet med nasjonalparken er:</p> <ul style="list-style-type: none"> - å verne eit stort, variert og verdfullt breområde med tilhøyrande område frå lågland til høgfjell, med plante- og dyreliv og geologiske førekomstar i naturleg eller i det vesentlege naturleg tilstand. - å gje høve til naturoppleving gjennom utøving av tradisjonelt friluftsliv som er lite avhengig av teknisk tilrettelegging. - å verne om kulturminne og kulturlandskap" (FOR-1998-06-18-494)
Langsua (537,1 km ²)	<p>"Formålet med Langsua nasjonalpark er å ta vare på et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt og villmarkspreget naturområde som inneholder særegne og representative økosystemer og landskap som er uten tyngre naturinngrep.</p> <p>Formålet med nasjonalparken er videre å ta vare på:</p> <ul style="list-style-type: none"> - et lavfjellsøkosystem med et egenartet og variert biologisk mangfold herunder arter, bestander og naturtyper som myr, ferskvann/våtmark, urskog/gammelskog, høgstaudebjørkeskog, kalkrike områder i fjellet, rasmark og naturbeitemark - vakre og egenartede landskap - særpregede kvartærgeologiske forekomster - kulturminner. <p>Allmennheten skal gis anledning til uforstyrret opplevelse av naturen gjennom utøvelse av naturvennlig og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2011-03-11-276)</p> <p>[3.2 Bestemmelsen i pkt. 3.1 er ikke til hinder for: c) skadefelling av store rovdyr i samsvar med gjeldende lovverk.]</p>
Hallingskarvet (450 km ²)	<p>"Formålet med Hallingskarvet nasjonalpark er å bevare eit stort, særmerkt og tilnærma urørt fjellområde slik at landskapet og det biologiske mangfaldet med økosystem, arter og bestandar, mellom anna villrein, blir bevart. Vernet skal sikre eit karakteristisk landskapselement som er viktig for forståinga av den geologiske historia. Ålmenta skal ha høve til friluftsliv og naturoppleving gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging. Vernet skal sikre verdifulle kulturminne". (FOR-2006-12-22-1545)</p>
Hardangervidda (3,422 km ²)	<p>"Føremålet med Hardangervidda nasjonalpark er å verne ein del av eit særleg verdfullt høgfjellsområde på ein slik måte at landskapet med planter, dyreliv, natur- og kulturminne og kulturmiljøet elles vert bevart, samstundes som området skal kunne nyttast for landbruk, naturvenleg friluftsliv og naturoppleving, jakt og fiske og undervisning og forskning". (FOR-1981-04-10-4830)</p>
Folgefonna (545,2 km ²)	<p>"Formålet med nasjonalparken er å:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ta vare på eit stort og tilnærma urørt naturområde, som sikrar heilskapen og variasjonen i naturen frå låglandet til høgareliggjande område med fjell og bre - ta vare på verdfull vassdragsnatur - sikre det biologiske mangfaldet med økosystem, artar og bestandar - sikre viktige geologiske førekomstar

	<p>- sikre verdifulle kulturminne.</p> <p>Ålmenta skal ha høve til naturoppleving gjennom utøving av tradisjonelt og enkelt friluftsliv utan særleg teknisk tilrettelegging". (FOR-2005-04-29-389)</p>
Fulufjellet (82,5 km ²)	<p>"Formålet med Fulufjellet nasjonalpark er å bevare et stort naturområde som inneholder særegne, representative økosystem som er uten tyngre naturinngrep, herunder artsfattig fjellvegetasjon og artsrik barskog.</p> <p>Videre er formålet med nasjonalparken å ta vare på:</p> <ul style="list-style-type: none"> - et inngrepsfritt skog- og fjellområde som en del av et stort, helhetlig og særpreget økosystem i grensetraktene - storslåtte landskapsformer bl.a. med særpregede og blokkrike juv - naturmangfoldet med et egenartet plante-, sopp- og dyreliv, herunder innslag av høyereliggende barskog med naturpreg, og med arter som; sjokoladekjuke og sibirkjuke - kulturminner. <p>Allmennheten skal gis anledning til uforstyrret opplevelse av naturen gjennom utøvelse av naturvennlig og enkelt friluftsliv med liten grad av teknisk tilrettelegging". (FOR-2012-04-27-365)</p> <p>[Bestemmelsene i punkt 3.1 er ikke til hinder for: b) Skadefelling av store rovdyr i samsvar med gjeldende lovverk.]</p>

Verneformål med landskapsvernområde rundt Dovefjell-Sundalsfjella nasjonalpark

Eikesdalsvatnet (468,7 km ²)	"Formålet med opprettelsen av Eikesdalsvatnet landskapsvernområde er å: - Ta vare på et egenartet og vakkert naturlandskap med innslag av kulturlandskap , med tilhørende planteliv og dyreliv, der kulturminner etter fangst, jordbruk og beitebruk stedvis utgjør en del av landskapets egenart. - Ta vare på variasjonen i naturen, fra høyfjell med villrein til rike løvskoglier langs Eikesdalsvatnet. - Ta vare på geologiske forekomster og landskapsformer." (FOR-2002-05-03-432)
Dalsida (644,9 km ²)	" Formålet med Dalsida landskapsvernområde er å: 1. Ta vare på et egenartet og vakkert naturlandskap med kulturminner etter fangst og beitebruk. 2. Ta vare på et sammenhengende leveområde til villreinen i Snøhettaområdet. 3. Ta vare på geologiske forekomster og landskapsformer. " (FOR-2002-05-03-431)
Jora (49,3 km ²)	" Formålet med opprettelsen av Jora landskapsvernområde: - å ta vare på et særpreget og vakkert natur- og kulturlandskap , der verdifullt setermiljø , vegetasjon, kulturminner og trekkområder for villreinen utgjør en vesentlig del av landskapets egenart. - å ta vare på geologiske forekomster og landskapsformer. " (FOR-2002-05-03-434)
Fokstugu (72,3 km ²)	" Formålet med opprettelsen av Fokstugu landskapsvernområde er å: - Ta vare på et særpreget og vakkert natur- og kulturlandskap , der seterlandskap med seterbebyggelse og setervoller, vegetasjon og kulturminner utgjør en vesentlig del av landskapets egenart. - Ta vare på geologiske forekomster og landskapsformer. " (FOR-2002-05-03-435)
Drivdalen / Kongsvoll / Hjerkin (57 km ²)	"Formålet med landskapsvernområdet er å bevare for fremtiden til forsknings-, undervisnings- og rekreasjonsformål det egenartede natur- og kulturlandskap i sonen mellom i sonen mellom østre og vestre del av Dovrefjell nasjonalpark og rundt Hjerkinnhø, plantelivet i områdene og det kulturhistoriske miljø omkring Vårstigen og Kongsvoll fjellstue med fjellstuen som forskningsstasjon for botanikk og zoologi. " (FOR-1974-06-21-6)
Knutshø (907,8 km ²)	" Formålet med opprettelsen av Knutshø landskapsvernområde er å ta vare på et sammenhengende høgfjellsområde med leveområdene til villreinen i Knutshø, og et særpreget natur- og kulturlandskap med tilhørende planteliv, dyreliv, landskapsformer og kulturmiljø. " (FOR-2002-05-03-429)
Åmotsdalen (13,4 km ²)	" Formålet med opprettelsen av Åmotsdalen landskapsvernområde er å ta vare på et særpreget natur- og kulturlandskap med tilhørende plante- og dyreliv, der seterlandskapet med seterbebyggelse og kulturminner utgjør en vesentlig del av landskapets egenart. " (FOR-2002-05-03-430)
Åmotan-Grøvdalen (157,1 km ²)	" Formålet med opprettelsen av Åmotan - Grøvdalen landskapsvernområde er å: - Ta vare på et særpreget og vakkert natur- og kulturlandskap , der seterbebyggelse, setervoller og kulturminner etter fangst, jordbruk og beitebruk utgjør en vesentlig del av landskapets egenart. - Ta vare på et viktig leveområde for villrein og dalbunner med rike plantesamfunn. - Ta vare på geologiske forekomster og landskapsformer, der Åmotan utgjør et særpreget landskapselement i området. " (FOR-2002-05-03-433)

Vedlegg 2: Demographic analysis of wolverines in south Norway (by Vincenzo Gervasi)

DNA-BASED POPULATION SIZE ESTIMATES:

Methods

For the capture-recapture part of this analysis, we used non-invasive genetic sampling data collected between 2002 and 2013 in Southern Scandinavia, south of the E14 highway that corresponds with a separation between the northern and the southern portions of the Scandinavian wolverine population. Depending on their geographic location, samples were classified as belonging to western Norway (west of the genetic line), eastern Norway (east of the genetic line in Norway), and Sweden. Scat and urine samples were collected on snow along wolverine tracks, during a three month period from mid-February to mid-May each year, after the end of the hunting season and before cubs of the year started accompanying their mother away from the den. This resulted in a dataset of 3,652 genetic samples, belonging to 619 individual wolverines older than one year. Additionally, muscle tissues were sampled from the 308 wolverines legally shot in southern Norway during the same time period, and used to match their identity with those provided by non-invasive genetic samples.

To estimate population size in the western and eastern portion of southern Norway, we needed to account for the possibility for each individual wolverine to move between each of the two areas, but also to emigrate to Sweden. Therefore we defined three geographic states (West Norway, East Norway, and Sweden), and three biological states (alive, dead by legal harvest, dead by other causes). We used the general framework of multi-state models (Pradel 2005) in program E-SURGE (Choquet et al. 2005) to integrate a three-site capture-recapture model with live detections and dead recovery (Burnham 1993).

The resulting model structure comprised six possible states:

- 1- Alive in western Norway
- 2- Alive in eastern Norway
- 3- Alive and in Sweden
- 4- Legally harvested
- 5- Dead for other causes
- 6- Dead (absorbing state with no biological meaning required by multi-state model structure)

Between each year of sampling, each individual still present in the population was allowed to move from western Norway to eastern Norway, from eastern Norway to either western Norway or Sweden, and from Sweden to eastern Norway. This allowed us to separately assess movement rates between the different parts of the study area. Finally, we considered five possible detection events: detected in western Norway, detected in eastern Norway, detected in Sweden, reported as legally shot, and not detected. Detection probability for legally shot wolverines was set to one, as all of them were reported to the authorities. We performed a goodness of fit test in program U-CARE (Choquet et al. 2009), which revealed no excess of transients and no trap-dependence. We considered time dependence in both survival and detection probabilities, and also accounted for sex differences in both these parameters. After selecting the most parsimonious model based on AIC values, we estimated population size in each part of the study area using a Thompson-Horvitz estimator, i.e. dividing the number of detected wolverines in each area in each year by their detection probability. Confidence intervals around population size estimates were produced through bootstrapping.

Results

The best supported CR model included a temporal variation detection probability. Such variation was best described with a simple time-effect (one estimate of detectability for each year), which was common among the three parts of the study area. This means that the temporal variation in detectability of wolverines was mainly affected by factors that were acting on the whole study area, such as climate and snow conditions. Detectability was higher for males than females. Below are sex and area specific estimates of detection probability, averaged across the whole study period:

Area	Sex	Average p	LCI	UCI
West Norway	F	0.54	0.48	0.60
West Norway	M	0.77	0.70	0.83
East Norway	F	0.35	0.27	0.44
East Norway	M	0.59	0.50	0.68
Sweden	F	0.48	0.41	0.56
Sweden	M	0.67	0.58	0.75

Based on these estimates of detection probability, we produced the following population size estimates for the two areas in Norway:

See **Figure 5** in the main report

Population size estimates from capture-recapture modeling are therefore consistent with the ones provided by the den counting. They show that in both areas wolverine numbers have increased until about 2007. After 2007, in the eastern area population size has continued increasing to the current figure of about 100 wolverines, whereas in the western portion of the study area wolverines have reduced their numbers.

DNA-BASED SURVIVAL AND HARVEST RATES:

The CR analysis also provided estimates of survival probability and harvest rate for wolverines in each of the three geographic states (western Norway, eastern Norway, Sweden). The most parsimonious parameterization included estimates for two periods, one between 2002 and 2006, the other between 2007 and 2013. Model results showed that survival was in average lower for males than females in all the 3 areas. While survival probabilities were substantially equal in the western and eastern areas of Norway until 2006, they differed to a significant extent after that period. In particular, wolverine survival in the eastern part of southern Norway has remained substantially the same during the two periods, whereas in the west it has decreased of more than 10% in average (see figures).

The same pattern emerged when focusing on the estimates of the harvest rate. The two areas in southern Norway exhibited a similar harvest rate until 2006 (in average between 5 and 10%, see figures). In the latest period, such harvest pressure has remained substantially constant in the east, but has doubled in the west, both for females and for males.

As expected, CR estimates of the harvest rate were in average 30% lower than the naïve ones, confirming that using only count based data could lead to an overestimation of the proportion of individuals annually removed from the population through lethal control.

See **Figure 8** in the main report.

DEMOGRAPHIC PROJECTIONS:

To produce projections for the southern portion of the Norwegian wolverine population, under different management scenarios, we used the available information about their demography to build a stage-structured population projection model. To account for the transition between the three parts of the study area (west, east, Sweden), we built the model using three post-census Leslie-Usher matrices. Each matrix included two sexes and four stages (juvenile, yearling, 2 year old, adult). in which:

$$A_x = \begin{matrix} & \begin{matrix} 0 & 0 & 0 & f * l.s./2 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{matrix} \\ \begin{matrix} \phi_{j,x} \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{matrix} & \begin{matrix} 0 & \phi_{a,f,x} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \phi_{a,f,x} & \phi_{a,f,x} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & f * l.s./2 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \phi_{j,x} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \phi_{a,m,x} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \phi_{a,m,x} & \phi_{a,m,x} \end{matrix} \end{matrix}$$

Where A_x is the projection matrix for area x , f is the proportion of adult females reproducing each year in the population, $l.s.$ is litter size, and $\phi_{a,x}$ is adult survival for each of the two sexes in area x . In a first step, we calculated population size in each of the three areas at time $t+1$ by simply multiplying the population vector at time t by the matrix A :

$$n_{(t+1)} = A n_{(t)}$$

Then, to account for the effect of immigration/emigration patterns on population dynamics, we updated population vectors each year with the predicted number of wolverines leaving and entering the population to/from the neighbouring areas. In particular,

$$n_{(t+1),w} = n_{(t),w} + n_{(t),e} * \psi_{ew} - n_{(t),w} * \psi_{we}$$

$$n_{(t+1),e} = n_{(t),e} + n_{(t),w} * \psi_{we} - n_{(t),e} * \psi_{ew} + n_{(t),s} * \psi_{se} - n_{(t),e} * \psi_{es}$$

$$n_{(t+1),s} = n_{(t),s} + n_{(t),e} * \psi_{es} - n_{(t),s} * \psi_{se}$$

where the notations w, e , and s refer to western Norway, eastern Norway, and Sweden, respectively.

To parameterize the model, we used sex specific estimates of survival probabilities, as resulting from the above described capture-recapture analysis of DNA-sampled data (see section 4). We assumed harvest mortality to be additive with respect to the other sources of mortality, and calculated year and sex-specific survival rates as follows:

$$\phi_{(t)} = \phi_n - HR_t$$

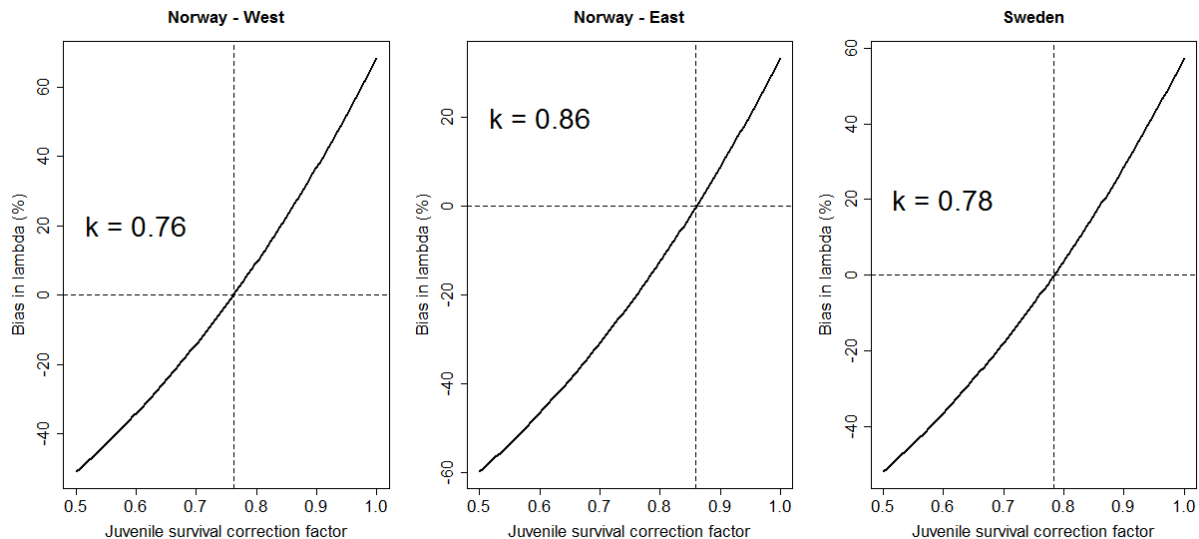
where ϕ_n (survival in the absence of lethal control) was set in average to 0.82 for males and 0.89 for females.

We also used transition probability estimates resulting from the same analysis (see section 5) to parameterize transition rates among the three projection matrices. As we did not have available information about reproduction rates and litter size for wolverines in southern Norway and Sweden, we used estimates derived from Persson et al. (2006), and referring to the reproductive characteristics of wolverine in Sarek National Park, Sweden, and in Troms. They corresponded to 3 years as age of first reproduction, 60% of adult females reproducing each year, and a litter size of 1.8.

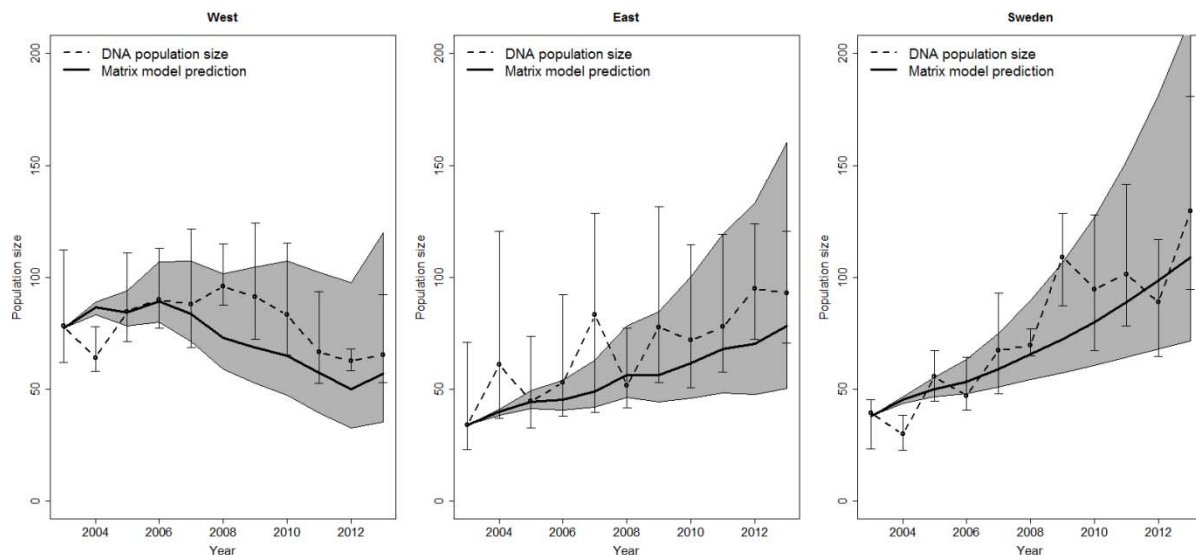
We did not have direct information about the patterns and rates of juvenile survival in the study area. To overcome this limitation, and at the same time test the fit between observed and predicted population trajectories, we used a simulation approach. We parameterized juvenile survival as a proportion of adult female survival. For each year between 2002 and 2013:

$$\phi_{j,x} = \phi_{a,f,x} * k_x$$

Where k_x was an area-specific correction factor. To find the optimal k values for each of the three areas, we ran the projection model, parameterized with population parameters estimated for the period 2002-2013 (see sections 4 and 5), with k ranging between 0.5 and 1. For each parameterization, we estimated the difference between the average population growth value estimated with CR models, and that derived from the population projection model. We then chose the correction factor providing the best fit between the two time series. Resulting from this procedure, we selected k values of 0.76, 0.86, and 0.78 for west Norway, east Norway, and Sweden, respectively.



Once the correction factor was selected, we ran again the projection model on the 2002-2013 time series, this time accounting for the uncertainty in the estimation of population parameters, namely survival and harvest rates (see sections 4 and 5) fecundity and litter size (see Persson et al. 2006). While uncertainty in population size expectedly increased with time, the model exhibited a good fit with CR-based population size estimates, and confidence intervals around population trend substantially overlapped with those associated with CR estimates. It should be noted, though, that such a good fit does not necessarily imply that also the underlying vital rates used to parameterize the model are accurate, especially the ones not derived from the CR analysis (fecundity, litter size, age of first reproduction, and juvenile survival). As we used a simulation approach to estimate the correction factor for juvenile survival, the same fit of the model could have been obtained with a lowest juvenile survival and a higher average reproductive output (i.e. bigger litter size, or higher proportion of females reproducing each year), or vice-versa. This implies that the predictive power of the model is expected to be satisfactory only if the underlying vital rates are not expected to change dramatically in the near future. If reproduction or mortality patterns should strongly change, such a model would probably have a limited ability to predict population trajectories in the two portions of the study area.

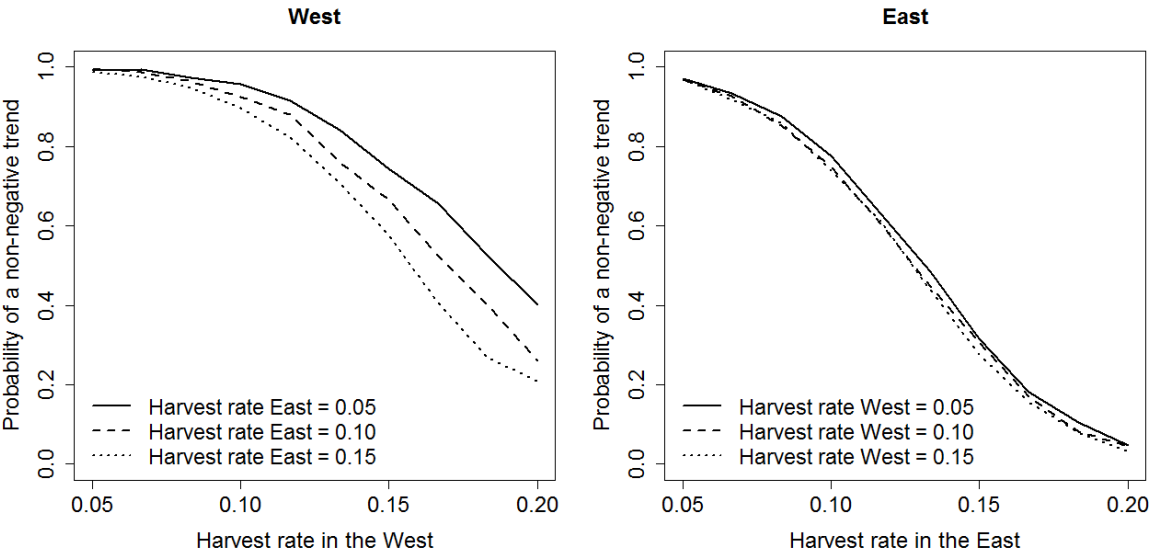


After assessing the good fit between CR-based population size estimates and the demographic trend estimated by the population projection matrix, we ran the model, in its stochastic version, for the next 10 years, using 2013 data as initial input parameters. We simulated a range of possible harvest rate levels for each of the two portions of the study area (east and west), and estimated the average population growth rate during the 10.-year period in each of them. We also estimated the probability, for each scenario, to exhibit a population growth rate less than 1, i.e. to experience a population decline during the next 10 years (see **Figure 9** in the main report).

Average population growth rate in the western portion of the population was predicted to be >1 (no population decline) for a simulated harvest rate not higher than 15%, whereas the eastern population seemed to start declining for a slightly lower simulated harvest pressure, comprised between 10 and 15%. When accounting for the uncertainty around population growth rate estimates, the western portion of the population had about 20% probability to start declining for a harvest rate of 15%, and such risk of decline increased fast for increasing levels of the harvest rate. Also, the risk of population decline in the west was higher when the harvest pressure was higher in the east, due to the reduced immigration from the east that a high harvest pressure would cause.

The eastern portion of the population exhibited a quite higher risk of decline for the same values of the harvest rate, as the probability of decline was about 60% for a simulated 15% harvest rate. Also, population trend in the east seemed to be only minimally affected by what type of harvest pressure occurred in the western portion of the population.

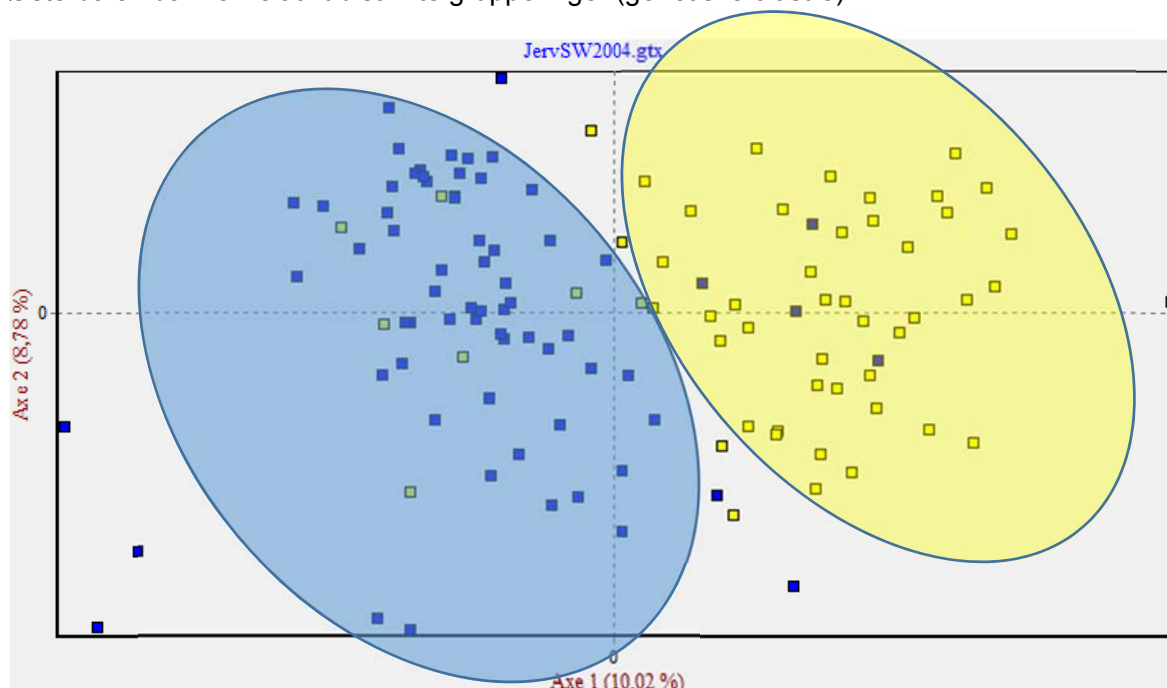
It should be noted, though, that the predictive power of the models relies on at least one strong assumption, which will be likely to be violated if vital rates in the two portions of the population will change in the next future. The model assumes no co-variation between survival rates and transition rates in the two portions of the study area. This means that it applies the same transition rates between the eastern and the western areas, irrespective of their relative survival rates. Such co-variation between survival and transition rates has already been shown for wolverines in southern Norway and Sweden (Gervasi unpublished data). Unfortunately, the smaller sample size available for this analysis prevented us from estimating to what extent mortality rates in the two areas of southern Norway affect direction and intensity of movement rates. As a consequence, the model is expected to have a good predictive power only for values of the survival probability which do not differ to a large extent from the ones estimated for the period 2002-2013 (roughly for harvest rate values comprised between 0.05 and 0.20 in the west, between 0.05 and 0.15 in the east).



Vedlegg 3: Metodebeskrivelse for genetiske analyser

Genetiske data fra jerven i Sør-Skandinavia er produsert helt siden årtusenskiftet. Analysene av den genetiske strukturen presentert i denne rapporten er basert på DNA-profiler fra samtlige individer påvist fra DNA-analyse av ekskrementer og hår samlet inn sør for E14 i perioden 2001-2015; totalt 993 individer. DNA-profilene er basert på 19 mikrosatelittmarkører som følger: Gg7 (Davis & Strobeck 1998), Ggu10, Ggu14, Ggu25, Ggu42, Gg443, Gg452, Gg454, Gg465, Gg470, Gg471 (Walker et al. 2001), Gg216, Gg234 (Duffy et al. 1998), Mvis072, Mvis075 (Fleming et al. 1999) og to kjønnsmarkører (DBY3Ggu, DBY7Ggu; Hedmark et al. 2004).

Genetisk struktur i en bestand kan analyseres med en rekke ulike metoder. En første tilnærming kan være å visualisere de genetiske dataene i en clustringsanalyse som viser relativt slektskap mellom de analyserte individene. Figuren viser en slik clustringsanalyse for den Sør-Skandinaviske jervebestanden i 2004. Her ser vi at individer påvist henholdsvis vest (gul) og øst (blå) for Østerdalen danner relativt distinkte grupperinger (genetiske clustre).



Visualisering av slektskap mellom individer fra en clustringsanalyse (factorial correspondence analysis (FCA) Benzecri 1973, Belkhir 2004). Hver firkant representerer et jerveindivid og avstanden mellom dem reflekterer relativt slektskap. Jerver vest for Østerdalen er angitt med gul farge, mens de som er påvist øst for dalføret er angitt i blått. Prosentangivelsene viser hvor stor andel av den genetiske variasjonen som forklares av det angitte mønsteret langs de to aksene.

Den genetiske strukturen kan videre analyseres ved å kombinere geografiske og genetiske data. En slik metodisk tilnærming er implementert i det R-baserte analyseverktøyet *Geneland* (Guillot et al. 2005). Ved å koble stedfestingsdata og individuelle genotyper kartlegger man eventuelle genetiske grupperinger i landskapet og identifiserer den geografiske avgrensningen mellom dem.

Etter at antall delbestander og deres utstrekning i landskapet er kartlagt, kan man analysere utvekslingen av individer mellom delbestandene. Vi har valgt å bruke en bayesiansk clustringsanalyse implementert i analyseprogrammet *Structure* (Pritchard et al. 2000) til dette formålet. Dette er en allelfrekvensbasert metode som analyserer hvert enkelt individs sannsynlighet for å stamme fra de ulike delbestandene som er identifisert.

Utvikling av genetisk differensiering mellom de to delbestandene over tid ble beskrevet med en standard index (F_{st} ; Weir & Cockerham 1984).

Referanser

- Belkhir, K., Borsa, P., Chikhi, L., Raufaste, N. & Bonhomme, F. 2001. Genetix 4.02, logiciel sous Windows TM pour la genetique des populations. Montpellier: Laboratoire Genome, Populations, Interactions, CNRS UMR 5000, Universite de Montpellier II.
- Benzecri, J. 1973. L'analyse des données. Tome I: la taxinomie., Tome II: L'analyse des correspondances. Paris.
- Davis, C. S. & Strobeck, C. 1998. Isolation, variability, and cross-species amplification of polymorphic microsatellite loci in the family Mustelidae. *Molecular Ecology* **7**, 1776-1778.
- Duffy, A. J., Landa, A., O'Connell, M., Stratton, C. & Wright, J. M. 1998. Four polymorphic microsatellites in wolverine, *Gulo gulo*. *Animal Genetics* **29**, 63-63.
- Fleming, M. A., Ostrander, E. A. & Cook, J. A. 1999. Microsatellite markers for American mink (*Mustela vison*) and ermine (*Mustela erminea*). *Molecular Ecology* **8**, 1352-1354.
- Guillot, G., Mortier, F. & Estoup, A. 2005. GENELAND: a computer package for landscape genetics. *Molecular Ecology Notes* **5**, 712-715.
- Hedmark, E., Flagstad, Ø., Segerström, P., Persson, J., Landa, A.M. & Ellegren, H. 2004. DNA-based individual and sex identification from wolverine (*Gulo gulo*) faeces and urine. *Conservation Genetics* **5**, 405-410.
- Pritchard, J. K., Stephens, M. & Donnelly, P. 2001. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* **155**, 945-959.
- Walker, C. W., Vila, C., Landa, A., Linden, M. & Ellegren, H. 2001. Genetic variation and population structure in Scandinavian wolverine (*Gulo gulo*) populations. *Molecular Ecology* **10**, 53-65.
- Weir, B. S., & Cockerham, C. C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* **38**, 1358-1370. Dallas, J. F. & Piernney, S. B. 1998. Microsatellite primers for the Eurasian otter. - *Molecular Ecology* **7**: 1248-1251.



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: 978-82-426-2906-7

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger