

# NINA Minirapport 329

## Modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt - En vurdering av ulike datasetts egnethet

Ivar Herfindal  
Henrik Brøseth  
Morten Kjørstad  
John D.C. Linnell  
John Odden  
Jens Persson  
Audun Stien  
Torkild Tveraa

Herfindal, I., Brøseth, H., Kjørstad, M., Linnell, J.D.C., Odden, J, Persson, J., Stien, A. & Tveraa, T. Modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt - En vurdering av ulike data-setts egnethet - NINA Minirapport 329. 24 s.

Trondheim, april 2011

**RETTIGHETSHAVER**

© Norsk institutt for naturforskning

**TILGJENGELIGHET**

Upublisert

**PUBLISERINGSTYPE**

Digitalt dokument (pdf)

**ANSVARLIG SIGNATUR**

Prosjektleder Morten Kjørstad (sign.)

**OPPDRAGSGIVER(E)**

Direktoratet for naturforvaltning

**KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER**

Knut Morten Vangen

**NØKKEORD**

Store rovdyr, gaupe, ulv, jerv, bjørn, tamrein, tap, erstatning, risikomodel

**KEY WORDS**

Large carnivores, lynx, wolf, wolverine, bear, reindeer, loss, compensation, risk model

NINA Minirapport er en enklere tilbakemelding til oppdragsgiver enn det som dekkes av NINAs øvrige publikasjonsserier. Minirapporter kan være notater, foreløpige meldinger og del- eller sluttresultater. Minirapportene registreres i NINAs publikasjons-database, med internt serienummer. Minirapportene er ikke søkbare i de vanlige litteraturbasene, og følgelig ikke tilgjengelig på vanlig måte. Således kan ikke disse uten videre refereres til som vitenskapelige rapporter.

**KONTAKTOPPLYSNINGER**

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkellgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)

# Innhold

<b>Innhold .....</b>	<b>3</b>
<b>1 Oppdraget.....</b>	<b>4</b>
<b>2 Datagrunnlag.....</b>	<b>4</b>
2.1 Rovviltdata .....	4
2.2 Reindriftdata .....	4
2.3 Klimadata.....	4
<b>3 Dataenes egnethet.....</b>	<b>4</b>
3.1 Rovviltdata .....	4
3.2 Reindriftdata .....	6
3.3 Klimadata.....	7
<b>4 Modellering av risiko for tap.....</b>	<b>7</b>
4.1 Forslag til modell .....	7
4.2 Eksempel – risikomodell for tap til gaupe og jerv .....	12
4.3 Validering av risikomodellen.....	15
<b>5 Kunnskapsmangler og forslag til hvordan nødvendig kunnskap kan innhentes.....</b>	<b>20</b>
5.1 Reindata .....	21
5.2 Rovviltdata .....	22
<b>6 Referanser .....</b>	<b>23</b>

# 1 Oppdraget

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har fått i oppdrag av Direktoratet for naturforvaltning (DN) å vurdere om tilgjengelige forskningsdata kan brukes i modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt.

Oppdraget er gitt med grunnlag i at prosjektgruppa for utredning av erstatningsordning for tamrein ønsker en vurdering fra NINA, om en modell for erstatning som en funksjon av reintall, rovviltfaglige vurderinger og reindriftsfaglige vurderinger lar seg gjennomføre.

NINA er videre bedt om å påpeke eventuell kunnskapsmangel, og i så tilfelle foreslå hvordan manglende kunnskap kan innhentes og tidsperspektiv.

## 2 Datagrunnlag

### 2.1 Rovviltdata

En modellering av risiko for tap av tamrein til rovvilt skal gjenspeile hvordan risikoen for at tamrein blir tatt av rovvilt er fordelt i landskapet. Modellen skal også fange opp år-til-år-variasjon i dette risikolandskapet ut i fra lokale og regionale svingninger i bestandsstørrelser hos rovvilt. En risikomodell må derfor basere seg på observasjoner av rovvilt og kunnskap om individuelle drapsrater hos rovvilt, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr når tamrein er tilgjengelig.

Datagrunnlaget på rovviltforekomst i Norge til denne utredningen er levert av Rovdata. Rovdata har ansvaret for kartlegging og overvåking av de fire store rovdirene og kongeørn i Norge gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt. Data på drapsrater og arealbruk hos gaupe og jerv er levert av forskningsprosjektene Scandlynx (<http://scandlynx.nina.no/>) og det svenske Jervprosjektet i regi av NINA og Sveriges Landbruks Universitet (<http://www.wolverineproject.se/>).

### 2.2 Reindriftsdata

Data fra 10-års forskning innen ulike reinbeitedistrikter i Norge er benyttet. Data over reintall, slakteuttak og slaktevekter fordelt på kjønn og ulike aldersklasser er hentet fra melding om reindrift.

### 2.3 Klimadata

Data over grønning baserer seg på fjernmålingsdata fra MODIS (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>).

## 3 Dataenes egnethet

### 3.1 Rovviltdata

Rovdata har ansvaret for kartlegging og overvåking av gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn i Norge gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt. DN er ansvarlig for programmet, og et internasjonalt Fagråd oppnevnt av Miljøverndepartementet (MD) sørger for at overvåkingsmetodene som benyttes i Norge er de til enhver tid mest moderne og best egnede. Datainnsamlingen i felt blir gjennomført av en rekke ulike aktører. Statens naturoppsyn (SNO) er den største aktøren og utfører datainnsamling på alle artene. Det innsamlede materialet bearbejdes, sammenstilles og rapporteres på nasjonalt nivå av Rovdata (<http://www.rovdata.no/>).

Rovviltbestandene er grenseoverskridende, og det er derfor viktig å ha kunnskap om rovviltbestandene i våre naboland. Metodene for kartlegging og overvåking i Sverige er i stor grad de samme

som i Norge. For gaupe og jerv er resultatene mulig å sammenstille på tvers av riksgrensen, og vi utveksler i dag data på ynglinger av disse artene. Norge og Sverige samarbeider med å utarbeide identiske metoder, og det er også en målsetting å kunne utarbeide felles årlige statusrapporter. Når det gjelder Finland og Russland er det liten eller ingen utveksling av data. Bestandene overvåkes etter andre metoder enn i Norge og Sverige, men det er en målsetting å utveksle mer data i grenseområdene enn det som er tilfelle i dag.

En risikomodel for tap av tamrein til rovvilt bør basere seg på rovviltobservasjoner som oppdateres årlig. Den best egnede observasjonstypen for gaupe og jerv er etter vår vurdering observasjoner av reproduserende enheter (hunngaupe i følge med årsunge(r) eller ynglinger av jerv). Bestandsmålene for de store rovdyrartene er fastsatt i form av antall årlige ynglinger og det blir derfor lagt ned stor innsats på årlige yngleregistreringer. En risikomodel basert på reproduserende enheter vil også gi et insentiv til økt innmelding av denne typen observasjoner.

Når det gjelder bjørn har det vist seg å være svært utfordrende å påvise binner med unger av året. En risikomodel for bjørnepredasjon på rein bør derfor etter vår vurdering baseres på data fra den årlige innsamlingen av DNA fra ekskrementer og hår, og det bør utredes en risikomodel basert på en beregning av tetthet av bjørneindivider.

Vi foreslår at risiko for predasjon på rein fra streifende ulv utelates fra modellen, og at slike skader erstattes på tilsvarende måte som i dag. Forvaltningsområdet for ynglende ulv overlapper ikke med tamreindriftsområder, og det vil være vanskelig å lage en realistisk modell for risikoen knyttet til at streifende individer av ulv skal dukke opp i et gitt område. Dokumenterte ekstraordinære tap til frettet rovvilt, kan erstattes separat.

De største utfordringene i datagrunnlaget på rovvilt er knyttet til kongeørn. Tilgjengelige overvåkingsdata på kongeørn i dag består av posisjoner til kjente reirplasser. Ett kongeørnterritorium har gjerne flere reir, hvor bare et av disse benyttes i ett gitt år. I store deler av landet er det ingen årlig oppfølging av disse reirene, så graden av bruk av de ulike kongeørnterritoriene er i stor grad ukjent. I tillegg er deler av tamreinområdene utilstrekkelig kartlagt, og det er i dag kunnskapsmangel knyttet til variasjon i arealbruk og bestandssammensetning hos kongeørn.

En utfordring ved å lage en modell på variasjonen i rovvilttrisiko i landskapet med kun å bruke observasjoner av reproduserende enheter, er at det alltid vil være en del av bestanden som ikke yngler. Det vil alltid være voksne hunner uten avkom, voksne hanner, og ungdyr av begge kjønn på vandring i en bestand. En vektning av dataene basert på tilgjengelig kunnskap om bestandssammensetning vil kunne gjøre det mulig å justere for dette.

Kunnskap om arealbruk og drapsrater er også viktig for å definere parametre i modellen. Vi har brukt de dataene som per dags dato er tilgjengelig, men etter hvert som kunnskapsgrunnlaget øker vil modellen kunne oppdateres slik at den representerer den samlede kunnskap om rovviltbiologi og predasjon på tamrein. Modellen, slik den er presentert her må forstås som et forslag, og vi er åpen for at alternative tilnærminger til selve modelleringen av rovvilttrisiko kan bli utfallet av den videre prosess. En del grunnleggende data vil uansett være viktig for gi en best mulig beskrivelse av risiko for tap av rein til rovvilt:

1. GPS- og VHF-data fra individuelle rovdyr og kongeørn vil gi verdifull informasjon om arealbruk, og kan brukes til å definere parametre som bestemmer utstrekningen av rovvilttrisiko for observasjoner av reproduserende enheter.
2. Bestandssammensetningen hos de ulike rovviltartene og eventuell variasjon av denne i ulike deler av tamreinområdene. Hvis det kun skal brukes observasjoner av reproduserende enheter må modellen ta hensyn til at det er flere individer i bestanden pr yngling/hekking. For gaupe vet vi for eksempel at det er ca 2 voksne hunner og 2 voksne hanner pr observert familieguppe, men dette kan variere mellom regioner.

3. Drapsrater for rovvilt, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr når tamrein er tilgjengelig. Dette er data som kan brukes til å tallfeste rovviltrisikoen for et gitt område og en gitt rovdyr tetthet.

Data på arealbruk og bestandssammensetning hos gaupe er tilgjengelig fra Troms og Finnmark, Sarek i Sverige, foruten en rekke studieområder sør i Skandinavia. De beste tilgjengelige data på demografi og områdebruk hos jerv er innsamlet i Sarek i Sverige. Tall på demografi og leveområdestørrelser på jerv er også tidligere innsamlet i Indre-Troms og i Sør-Norge, og i 2010 ble det startet en ny studie på jerv i Finnmark og Nord-Troms. Data på bjørn er tilgjengelig gjennom DNA-analysene av innsamlet biologisk materiale i hele Norge, og i tillegg finnes det store datamengder på arealbruk og bestandssammensetning fra Sverige innsamlet av det Skandinaviske bjørneprosjektet. Data på arealbruk hos kongeørn er pr i dag svært begrenset.

Tall på drapsrater hos ulike kategorier dyr av rovviltartene, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr, er mer begrenset. Slike data er tilgjengelig for gaupe i Nord-Troms og i Finnmark. Data for jerv er under innsamling i Finnmark, Troms og Sarek. I 2010 ble det igangsatt et større prosjekt i Norrbotten som har som mål å tallfeste bjørnens drapsrater på rein. Prosjektet er i regi av det svenske Viltskadecenter, Udtja sameby, Gällivare skogssameby og det Skandinaviske bjørneprosjektet. Dataene som innhentes gjennom dette prosjektet forventes å kunne benyttes også i Norge. Data på kongeørnas drapsrater på rein er svært begrenset, og de data som foreligger pr i dag vurderes ikke for å være egnet til modellering av risiko for kongeørnpredasjon.

## 3.2 Reindriftdata

Data over reintall, slakteuttak og slaktevekter fordelt på kjønn og ulike aldersklasser er tilgjengelig gjennom melding om reindrift. Disse dataene egner seg til å beregne produksjon og totalt tap. For distrikter hvor det årlig slaktes rein er det mulig å bruke slaktevekter, og da fortrinnsvis kalvevekter (Morellet et al. 2007) som indikasjon på driftsforhold og ressursituasjon. I flere av distriktene hvor de rapporterte tap historisk sett har vært høye slaktes det imidlertid lite, og selektivt slakteuttak kan i slike tilfeller begrense informasjonsverdien som ligger i slaktevekter. Dette vil ha særlig innvirkning på små distrikter, spesielt i Troms og Nordland, i år når ressursituasjonen er vanskelig og kalveproduksjonen lav. Det generelle bildet er at når reintallet øker så går vektene ned, og tapene opp. I flere av reinbeitedistriktene er reinen nå atskillig mindre enn hva den var for noen tiår tilbake (se for eksempel Fauchald et al. 2004b).

I melding om reindrift er det kun informasjon om antall kalv og voksne dyr. Dette reduserer informasjonen i dataene og derfor også evnen til å benytte dataene til å forutsi hva som skjer. Det er derfor ønskelig at aldersegmentet av 1-2 åringer rapporteres i melding om reindrift slik som det ble gjort tidligere. Hos rein er det en nøye sammenheng mellom alder og evne til å produsere kalv. For de fleste distrikter er det en god sammenheng mellom reintall og slaktevekter og mellom slaktevekter og tap. For distriktene i Finnmark kan fjernmålingsdata forklare en betydelig andel av den årlige variasjonen i tap. Lenger sør i reindriften gir imidlertid slike klimatiske data begrenset informasjon om tap.

Et problem som er knyttet til bruk av dataene som er tilgjengelig gjennom melding om reindrift er at dataenes kvalitet varierer, og det er uklart hvordan dette kan vektes i analysene. Her kan man støtte seg til informasjonen som er tilgjengelig gjennom individbaserte data i enkeltflokker. Dette vil blant annet gjelde størrelsen på tapet knyttet til sult kontra rovdyr. For eksempel er det slik at antall dyr som rapporteres tapt pr rovdyr i et område kan variere betydelig. Dette skyldes primært at reintallet i distriktene varierer. Her vil det være nødvendig å støtte seg til individbaserte data fra utvalgte flokker, men innsamling av slike data er ressurskrevende og vil ikke kunne dekke hele reindriften.

### 3.3 Klimadata

Data over grønning målt direkte fra satellitt kan brukes til å beregne vekstsesongens start og slutt, og er godt egnet til å beskrive ressursmessige- og klimatiske forhold i reindriften.

## 4 Modellering av risiko for tap

Modellen skal gjenspeile hvordan risikoen for at tamrein blir tatt av rovvilt er fordelt i landskapet og skal fange opp årlig variasjon. På den måten skal modellen være dynamisk i tid og rom, og rovvilttrisikoen vil kunne endre seg i et område hvis bestanden endrer seg. Rovviltrisikoen kan sees på som risikoen for å treffe på rovvilt i et gitt område.

Fordi drapsraten varierer mellom arter og kjønn vil tapsrisiko kunne være forskjellig fra rovvilttrisiko. Tapsrisiko må uttrykkes som en verdi som gjenspeiler den samlede risikoen for tap i et område. Det mest naturlige er at denne verdien representerer antall tamrein tatt av rovvilt pr arealenhet gjennom et år. En rovvilttrisiko på eksempelvis 20 vil dermed angi at man i dette området antar at 20 tamrein vil bli tatt av rovvilt, og hvis området er 100 kvadratkilometer er rovvilttrisikoen på 0,2 pr kvadratkilometer.

### 4.1 Forslag til modell

Parametrene i modellen som blir foreslått er artsspesifikk. Dette er nødvendig fordi artene har forskjellig arealbruk og predasjonsrater. For å få et samlet bilde på tapsrisiko fra flere rovviltarter kan de artsspesifikke tapsrisikokartene summeres. Vi velger her å presentere modellene for jerv og gaupe.

Modellen blir stegvis bygget opp basert på observasjoner av reproduserende enheter. Det er viktig at observasjonene er gruppert pr enhet, slik at om en hunn er registrert med unger på to forskjellige steder så representerer dette en og samme yngling.

#### 4.1.1. Parametre i modellen

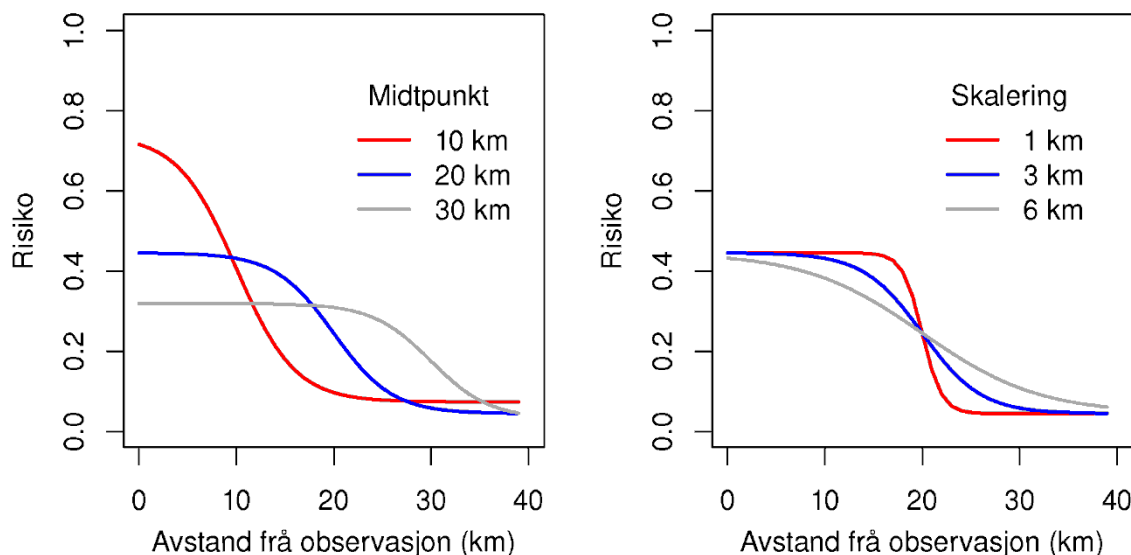
Modellen har en del parametre som kan defineres spesifikt for rovviltarter og kan være forskjellig mellom kjønn. Disse parametrene kan justeres hvis ny kunnskap om rovvilt og predasjon på tamrein gjør det nødvendig (for eksempel nye estimat på drapsrater eller arealbruk). Disse parametrene er:

- 1) *Fordeling av risiko i landskapet for et individ.* Rovviltrisiko basert på observasjoner må spres utover i landskapet slik at den representerer mer enn punktet hvor ynglingen er observert. Rovviltrisiko kan sees på som sannsynligheten for å påtreffe rovdyr i et område, og for et individ vil den samlede sannsynligheten over hele området den har brukt være 1. Om flere individer overlapper i arealbruk vil rovvilttrisikoen være summen av sannsynligheten for alle disse individene. Sannsynlighetsfordelingen for et individ tar utgangspunkt i yngleobservasjonen som senterpunkt for arealbruken, og risikoen spres utover i landskapet ved hjelp av en funksjon. Ved å prøve flere funksjoner på data har vi kommet frem til at en funksjon av logistisk type er mest egnet. Risiko ( $R$ ) som en funksjon av avstand fra senterpunkt (yngleobservasjon,  $X$ ) kan da uttrykkes som:

$$R = 1 - \frac{Asym_0 + (Asym_x - Asym_0)}{1 + \exp\left(\frac{(Mid - \sqrt{X})}{Skale}\right)}$$

Denne funksjonen har et par parametre som gjør den godt egnet.  $Mid$  er avstand fra senterpunkt (lokaliteten for yngleobservasjon) til der sannsynligheten er halvparten av det den

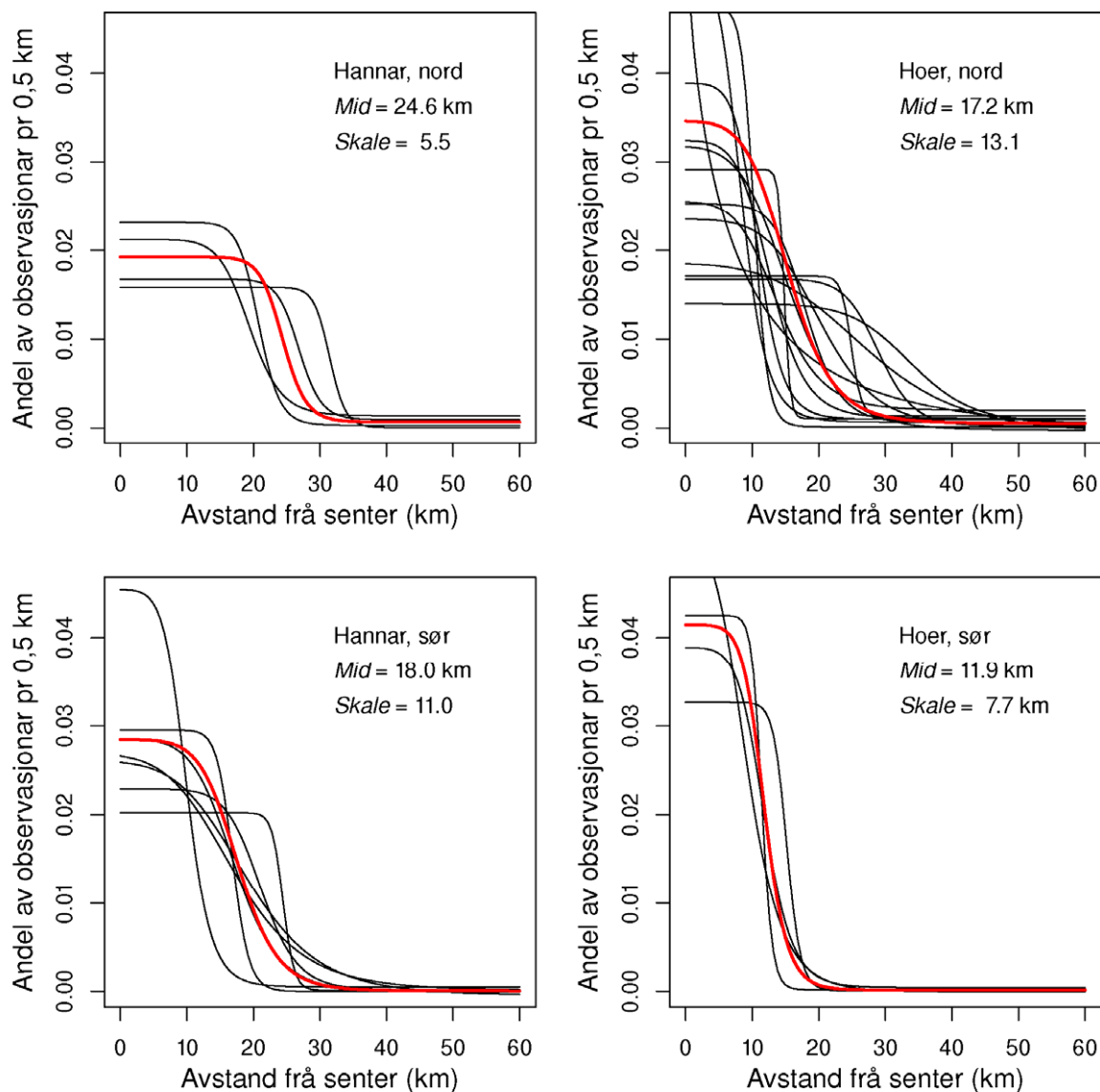
er ved senterpunktet, og kan brukes til å definere leveområdestørrelse (*Mid* er radiusen til en sirkel med areal = leveområdestørrelse til arten). *Skale* er en parameter som sier noe om hvor raskt sannsynligheten for rovvilt avtar med avstand fra senterpunktet. Territoriehevende arter som gaupe og jerv vil ofte ha en annen form på kurven enn arter med mer overlappende leveområder. Funksjonen definerer også et par andre parametre som er av mindre betydning. For å få sannsynlighetsfordeling pr individ blir resultatet fra funksjonen skalert slik at summen av alle verdier er 1. På den måten vil alle individ ha like stor betydning i risikokartet (merk at når vi regner tapsrisiko tar vi også med drapsrater for ulike grupper, se nedenfor). **Figur 1** viser risiko som en funksjon av avstand fra senterpunkt for ulike verdier av *Mid* og *Skale*.



**Figur 1.** Risiko for å påtreffes rovvilt som en funksjon av avstand fra yngleobservasjon. Figuren viser hvordan man ved å variere midtpunktet (*Mid*) og skaleringen (*Skale*) endrer formen på kurven.

- 2) *Arealbruk til rovviltet.* Arealbruk er både leveområdestørrelse og skaleringen av arealbruken (det vil si *Mid* og *Skale* fra formelen ovenfor). Disse parametrene kan estimeres basert på data fra VHF- eller GPS-merkede individer. Det kan gjøres ved å se på tettheten av observasjoner som en funksjon av avstand til senterpunktet for alle observasjoner, separat for individ og år der år følger det reproduktive året. Dette er illustrert for gaupe i **Figur 2**.
- 3) *Antall individ pr registrerte yngling.* Denne parameteren er viktig for at den samlede tapsrisikoen skal reflektere hele bestanden av rovvilt, og ikke bare ynglende individ. Estimering av antall individ pr reproduksjon gjøres med demografiske analyser, men vil kunne variere noe geografisk.
- 4) *Drapsrater (antall rein drept pr rovdyr).* Drapsrater kan variere mellom hanner og hunner, og vil også kunne være påvirket av tilgjengeligheten av alternative byttedyr. Det finnes relativt gode estimat på drapsrate for gaupe i Troms og Finnmark og Sarek i Sverige, mens vi har mindre informasjon for områder i Trøndelag og sørover.
- 5) *Vekting av årets bestand i forhold til tidligere års bestand.* Hvor mye tidligere år skal vektas i forhold til årets risiko må basere seg på kunnskap om den årlige andelen hunner som yngler.

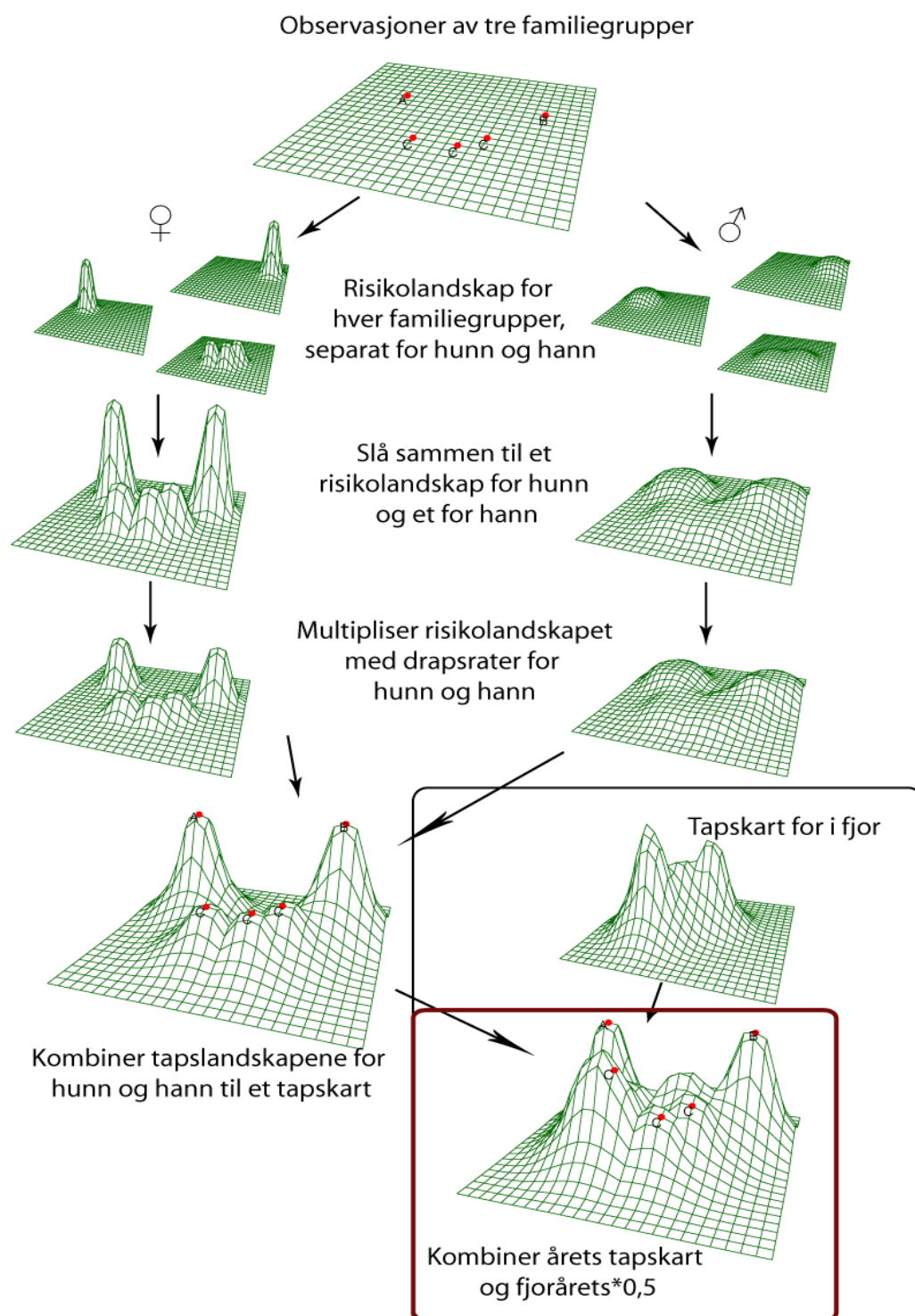




**Figur 2.** Individuelle årlige tetthetsfunksjoner for gaupe som funksjon av avstand fra senterpunkt gjennom året. De svarte linjene representerer estimerte sammenhenger for enkeltindivid, mens de røde linjene er gjennomsnitt for alle individ innen gruppen. I disse analysene er det skilt mellom gauper nord for Trøndelag (nord), og fra Trøndelag og sørøver, for å gi et inntrykk av hvordan habitatet (i dette tilfelle tilgjengelighet av rådyr) kan påvirke arealbruken.

#### 4.1.2 Beskrivelse av modellen

Modellen tar utgangspunkt i registrerte ynglinger, og fordeler tapsrisiko for tamrein basert på ynglingen og andre typer individ i landskapet. Modellen tar utgangspunkt i arealbruk og drapsrater for de ulike typer individ. Prosedyren er skjematisk fremstilt i **Figur 3**, og beskrevet mer i detalj under.



Figur 3. Skjematisk fremstilling av de ulike stegene fra registrering av familiegrupper til et tapskart.

- 1) For hver registrerte yngling:
  - a) Fordi utstrekning av leveområde skal være likt for alle individ innen en gruppe (for eksempel hunner), og samlet rovvilt risiko skal være 1 for alle individ, må vi ta hensyn til 2 faktorer. 1) en eller flere observasjoner av samme familiegruppe. Flere observasjoner av samme familiegruppe vil øke presisjonen til hvor rovviltet faktisk har vært. Men det samlede areal (leveområdestørrelse) skal ikke være påvirket av antall observasjoner av familiegruppen. 2) "Ikke-habitat" i nærheten av observasjonen(e). Hvis en lager en sannsynlighetsfor-

deling basert på observasjoner som ligger nær ikke nyttbart habitat (for eksempel sjø), vil en del av risikoen havne i denne arealtypen. Selv om vi skalerer den samlede risiko til å være 1 for familiegruppen så vil arealet som er representert bli mindre, mens risikoen er høy på det gjenværende habitat.

Begge disse utfordringene kan la seg løse ved først å finne ut hvor stor Mid (radius på sirkelen som definerer leveområdestørrelse) må være for å få riktig leveområdestørrelse, etter at ikke-habitat er fjernet og etter at en har summert arealet for alle observasjonene. Det første steget i modelleringen blir derfor å beregne en justert Mid slik at totalarealet blir likt leveområdestørrelsen. Dette må gjøres separat for hunner og hanner hvis disse har ulik arealbruk. Dette steget er ikke vist i **Figur 3**.

b) Basert på estimatene av Mid fra punkt 1a og Skale, lages sannsynlighetsfordelinger separat for hunner og hanner. Skalering av verdiene pr familiegruppe og kjønn sikrer at alle individ har lik risiko. Hvis vi for eksempel har to hunner pr familiegruppe kan vi anta at disse har lav grad av overlappende leveområde. I så fall må totalarealet økes slik at samlet areal (som er definert av Mid) er lik 2 ganger leveområdestørrelse til hunner. Tilsvarende også for hanner.

- 2) Kombiner alle hunn-risikokart til et samlet risikolandskap for hunn-individ, og tilsvarende for hann-risikokartene.
- 3) Multipliser risikokartene med antall andre individ pr yngling (gaupe: 4, jerv: 4), og med drapsraten. Dette gjøres også separat for hann- og hunn-risikokartene. Vi har nå fått kart som viser tapsrisiko for hanner og hunner.
- 4) Summer tapskartene for hunner og hanner til et felles risikokart.
- 5) Vekting ihht tidligere år. Hvis vi for eksempel ønsker at fjorårets tapsrisiko skal telle likt, må risikoverdiene basert på årets ynglinger reduseres tilsvarende. Ved bestandssvingninger vil denne vektingen gi en over- eller underestimert av risiko, men over år vil dette jevne seg ut.

#### 4.1.3 Mulig videreutvikling av modellen

Modellen kan gjøres mer kompleks ved å ta hensyn til flere faktorer enn de vi har nevnt ovenfor.

- 1) Det er ofte en tett sammenheng mellom habitatkvalitet (for eksempel byttedyrtetthet) og arealbruk (Herfindal et al. 2005, Nilsen et al. 2005). Størrelsen på leveområdet (definert av *Mid*) vil derfor kunne justeres hvis man tok hensyn til habitatkvalitet.
- 2) Habitatkvalitet kan også påvirke drapsrater på tamrein. For gaupe vil for eksempel tilgang på rådyr ikke bare føre til mindre leveområder, men kan også føre til lavere drapsrate på tamrein. Dette vet vi for lite om i dag til å kunne inkludere i modellen.
- 3) Enkelte habitattyper er mindre brukt enn andre. For eksempel er gaupe en typisk skoglevende art. Modellen tar i dag ikke hensyn til dette når den fordeler risiko, men fordeler dette likt utover alle habitat bortsett fra habitat som er definert som "ikke-habitat" (sjø). Vi trenger mer kunnskap om habitatbruk for rovviltartene i ulike landsdeler for å inkludere dette i modellen.
- 4) Antall individ pr yngling kan variere geografisk, med variasjon i livshistorietrekk. Siden ynglinger ofte er registrert vinterstid vil regionale forskjeller i juvenil dødelighet føre til at andelen av bestanden som ikke yngler er underestimert i noen områder og overestimert i andre områder. Vi har i dag ikke nok kunnskap om regionale forskjeller i vitale rater hos rovviltet til å kunne ta hensyn til dette på en god måte.

## 4.2 Eksempel – risikomodell for tap til gaupe og jerv

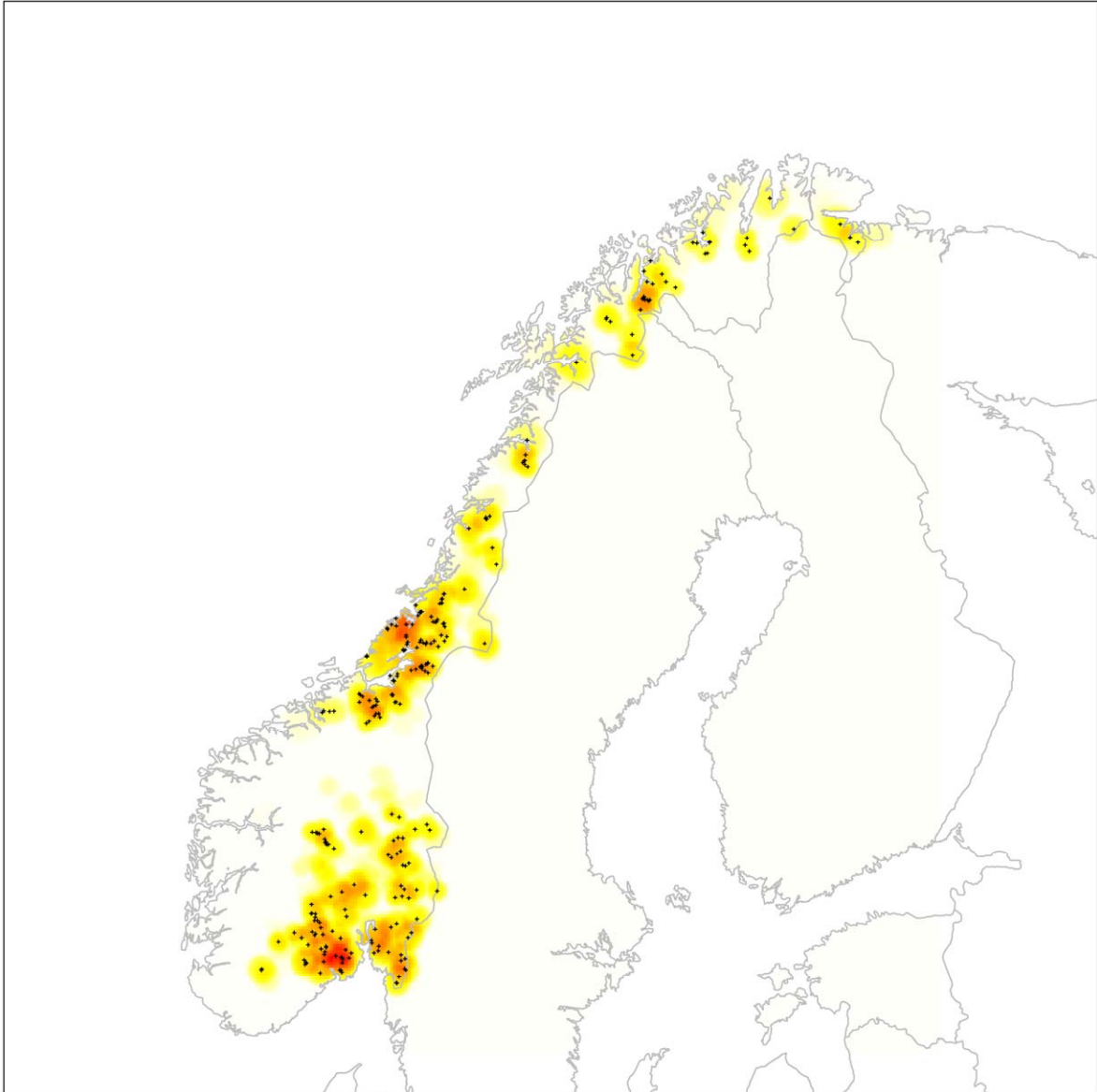
For disse to artene har vi gode overvåkingsdata på ynglinger og data på arealbruk og predasjonsøkologi fra deler av utbredelsesområdet. For gaupe har vi gode data til å estimere områdebruk (*Mid* og *Skale*) for Nord- og Sør-Norge, men har valgt å bruke estimatet for Nord-Norge (Hunner: 930 km<sup>2</sup>, Hanner: 1900 km<sup>2</sup>) over hele Norge siden storparten av tamreinområdene ligger i områder med relativt lav rådyrtetthet i forhold til en del av områdene i Sør-Norge hvor arealbruk-data på gaupe stammer fra. For jerv er gjennomsnittlig leveområdestørrelse i Sarek ca. 700 km<sup>2</sup> for hanner og 170 km<sup>2</sup> for hunner (Mattison 2011, Persson et al. 2009).

Drapsratene for gaupe stammer fra Troms, Finnmark og Sarek (Middels estimat: 84 rein per gaupe per år, Høyt estimat: 125), mens for jerv har vi kun drapsrater basert på en håndfull individer fra Sarek (Middels estimat: 7, Høyt estimat: 24).

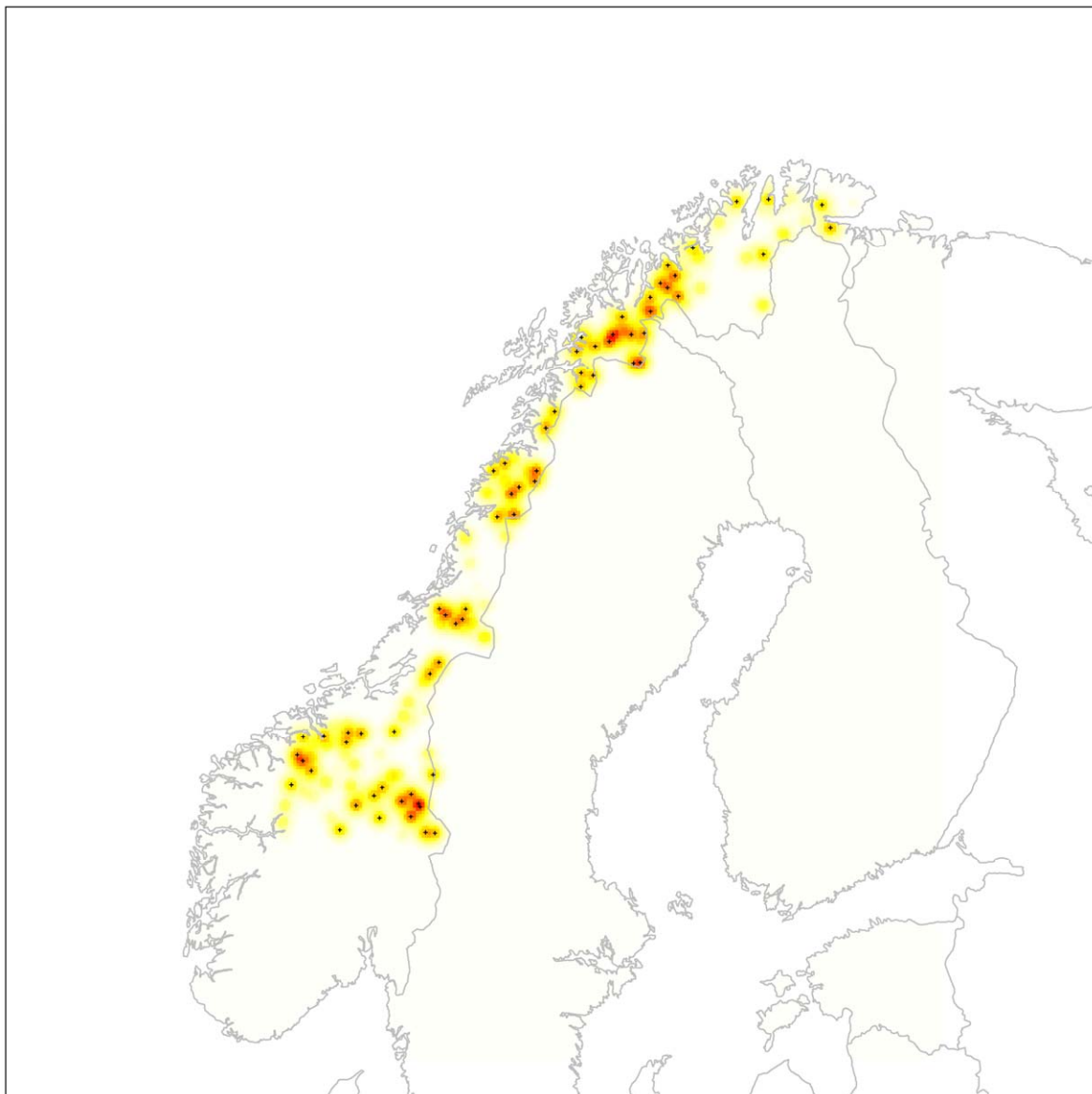
For gaupe er det benyttet observasjoner av familiegrupper i Norge fra 1996 til 2010. For jerv er det benyttet ynglinger i Norge fra 2001-2010. Data på ynglinger hos jerv fra Sverige er tilgjengelig fra 1996. Hos gaupe vil det kunne være flere observasjoner av samme yngling, mens jerveynglinger er knyttet til en spesifikk hilokalitet.

Eksempel på risikokart på tap for 2010 er vist for gaupe og jerv basert på norske ynglinger årene 2008-2010 i **Figurene 4 og 5**. I tillegg er tapskart for 2010 for jerv modellert basert på ynglinger i Norge og Sverige årene 2008-2010 (**Figur 6**).

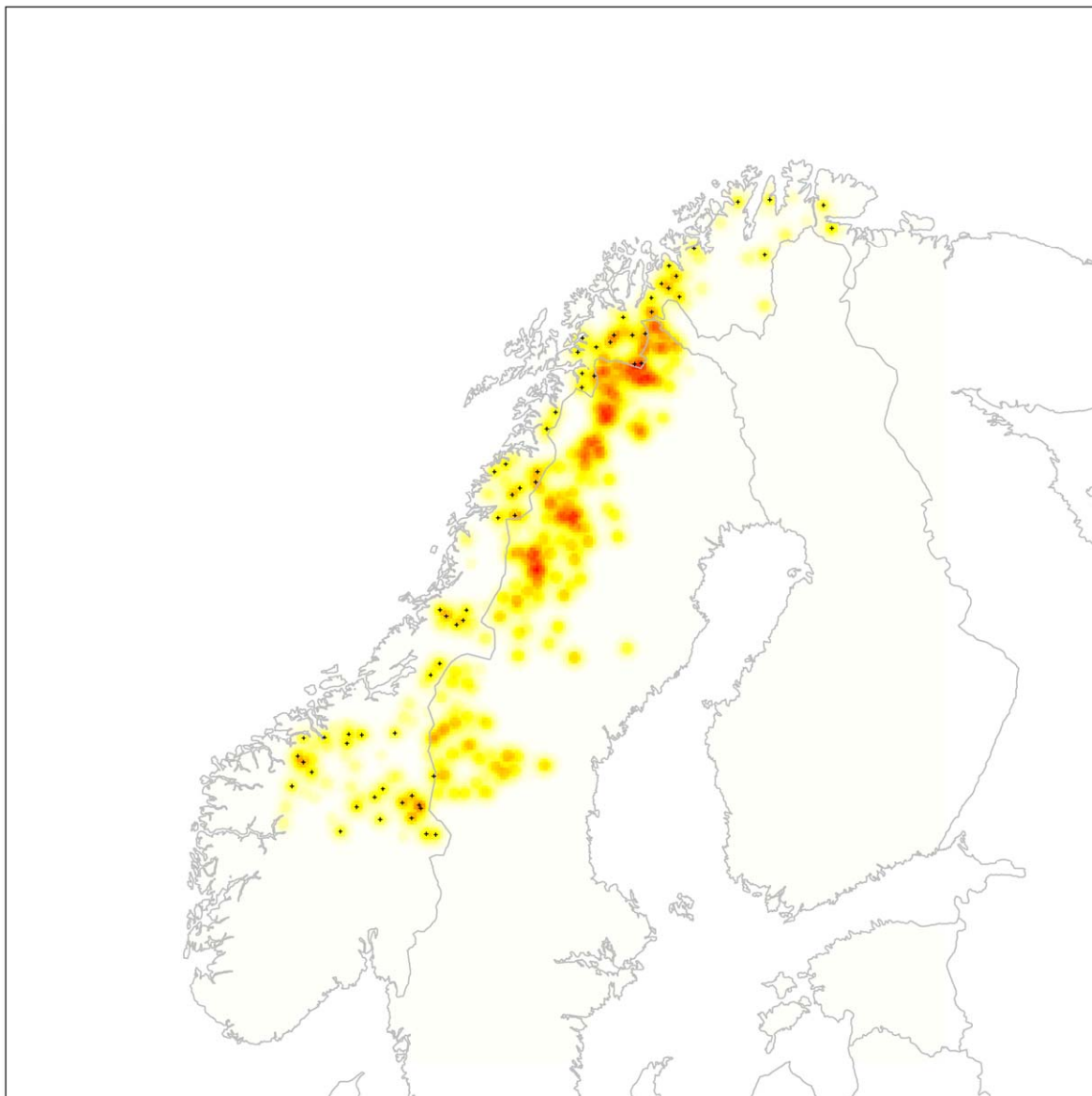
Ut fra kartene kan man se at det er beregnet en tapsrisiko også i områder uten ynglinger i 2010. Dette skyldes tidligere års ynglinger og tapsrisiko. Vi ser også at tapsrisikoen er høy i områder med høy tetthet av ynglinger. Dette skyldes at tapsrisikoen fra flere individer blir summert til en samlet høy risiko i et område. Den høye risikoen i enkelte områder kan også skyldes siste års ynglinger i disse områdene. Enkelte områder i Finnmark med gaupeyngling i 2010 hadde for eksempel ikke yngling i 2009 og 2008 (området mellom Porsangerfjorden og Laksefjorden, **Figur 4**), og tapsrisikoen i dette området er derfor i stor grad kun påvirket av ynglingen i 2010.



**Figur 4. Risiko for tap av tamrein til gaupe i 2010. Yngleobservasjoner fra 2010 er merket som svarte kryss. Rød betyr høy tapsrisiko mens mer lyse gulfarger er lavere tapsrisiko. Fordi tapskartet for 2010 er en sum av årets risiko og tidligere års risiko vil enkelte områder ha tapsrisiko selv uten registrerte ynglinger i 2010 (for eksempel nord i Hedmark og Oppland).**



Figur 5. Risiko for tap av tamrein til jerv i 2010. For detaljer, se figur 4.



**Figur 6. Risiko for tap av tamrein til jerv i 2010 basert på ynglinger i Norge og Sverige i perioden 2008 - 2010. Se figur 4 for detaljer.**

### 4.3 Validering av risikomodellen

For å evaluere hvor godt risikokartene stemmer med virkeligheten er man avhengig av gode uavhengige data på rovdyrfordeling i landskapet. Slike data er vanskelig å fremskaffe, og valideringen av tapskartet er derfor relativt enkel i første omgang. Vi har brukt to ulike datakilder for å sammenligne modellen med uavhengige data på rovviltrisiko.

#### 4.3.1 Tapstall i ulike reinbeitedistrikter

Vi har lagt vekt på å bruke dataene som er tilgjengelig gjennom melding om reindrift over de siste 10 årene til å belyse reindrifsfaglige forhold, og til å se på hvordan den risikobaserte modellen som er skissert over ville ha fungert. Gjennomsnittlige drapsrater for jerv og gaupe, som beskrevet under 4.2, er benyttet for å beregne forventet tap til jerv og gaupe i reinbeitedistriktene. I tillegg har vi evaluert effekten av å inkludere data på jerveynglinger på den svenske siden av grensen i forhold til risikoestimatene til reinbeitedistrikt som ligger langs grensen.

**Figur 7** gjengir noen hovedtrender i sammenhengen mellom de totale omsøkte rovdyrtap, og beregnet tap til gaupe og jerv, basert på risikomodellen slik den så langt er utviklet basert på norske data. For hver reindriftsregion har vi tatt gjennomsnittet av rapporterte tap til jerv og gaupe for de siste 3 år for reindriftsdistriktene, delt på beregnet tap til jerv og gaupe for samme periode. Hvis rapportert tap i gjennomsnitt tilsvarer beregnet tap vil regionens verdi ligge på den stiplede linjen som markerer verdien 1, mens en verdi på 10 tilsier at omsøkte eller erstattet tap er 10 ganger høyere enn beregnet tap. Figuren gir resultatene fra basismodellen med bruk av middels drapsrater for gaupe og jerv.

Distriktene i Polmak/Varanger regionen i Øst-Finnmark har omsøkte tap i størrelsesorden 5 ganger beregnede tap, mens Karasjok regionen i Øst-Finnmark og Vest-Finnmark (Kautokeino) har de høyeste omsøkte tap i forhold til beregnet tap (omsøkte tap 30-40 ganger beregnet tap). I Troms ligger omsøkte tap i størrelsesorden 3 ganger beregnede tap.

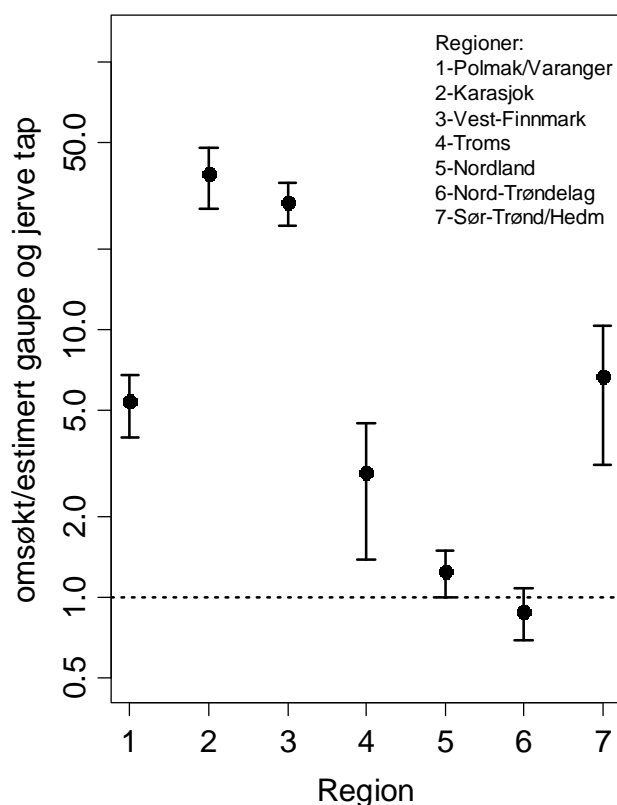
Når det gjelder distriktene i Nordland og Nord-Trøndelag så vil risikomodellen slik den er nå, med data på drapsrater fra gaupe og jerv i Finnmark, Nord-Troms og Sarek i Sverige, forklare en betydelig andel av det omsøkte tapet i disse områdene. De omsøkte tap i disse reindriftsområdene er i gjennomsnitt av samme størrelsesordenen som beregnede tap til gaupe og jerv i denne modellen. Vår vurdering er imidlertid at drapsratene fra Finnmark, Nord-Troms og Sverige ikke kan benyttes uten nærmere undersøkelser i reindriftsområder lengre sør. Årsakene til dette er at drapsraten på tamrein varierer avhengig av en rekke faktorer som tilgang på alternative byttedyr, ulike beite- og driftsforhold og interaksjoner mellom rovviltartene. I store deler av Finnmark det et betydelig ressursproblem, reintetthetene er høye, reinen er liten og til dels avmagret, og tilgangen på alternative byttedyr er begrenset. Dette øker risikoen for at reinen blir drept av rovdyr (Tveraa et al. 2003). Tilgangen på alternative byttedyr er større i Nord-Trøndelag og deler av Nordland enn i Finnmark og Troms. Dette gjelder spesielt rådyr som er vist å være det viktigste byttedyret for gaupa i Nord-Trøndelag (Sunde et al. 2000) og den viktigste faktoren for arealbruk hos gaupe i dette området (Moa et al. 2006). For å kunne gjøre realistiske modelleringer for alle områder med samisk tamreindrift i Norge, er det nødvendig å innhente kunnskap om drapsrater fra gaupe og jerv fra et utvalg av områder sør for nåværende studieområder i Troms og Finnmark. Ideelt sett bør dette også inkludere områder hvor jerv og gaupe lever sammen og hver for seg (Mattison 2011).

Omsøkte tap i distriktene i Sør-Trøndelag/Hedmark vil etter denne modellen grovt sett være i størrelsesordenen 7 ganger høyere enn beregnet tap, men som nevnt over så vurderer vi det for nødvendig å innhente ytterligere data fra disse områdene.

Inkludering av data på ynglinger av jerv i Sverige gir noe høyere beregnet tap til jerv for distrikter som ligger langs grensen, men effekten er liten, og denne justeringen av risikomodellen har minimal betydning for relasjonen mellom omsøkt tap og beregnet tap.

I tillegg til rovvilt kan reinens næringstilgang og andre driftsmessige forhold ha stor betydning for tap. Våre reindriftsfaglige vurderinger er basert på dataene tilgjengelige i Reindriftens ressursregnskap. Dette er den eneste datakilden med full dekning av reindistriktene og tidsserier fra disse. Ressursregnskapet samler reineiernes årlige rapporter om antall dyr i flokken (fordelt på antall kalv, voksne okser og voksne simler), tap (fordelt på tap til rovvilt og annet tap), antall kalver født og merket under merking, slaktevekter m.m. Generell økologisk teori tilsier at tettheten av rein er viktig for reinens ressursituasjon. Våre detaljstudier i utvalgte reinflokker de siste 10 år har vist at slaktevektene til kalv på høsten er en bedre indikator på reinens ressursituasjon enn slaktevektene til voksne dyr. I tillegg har tidspunktet for når våren kommer vist seg å ha stor betydning for reinens ressursituasjon.



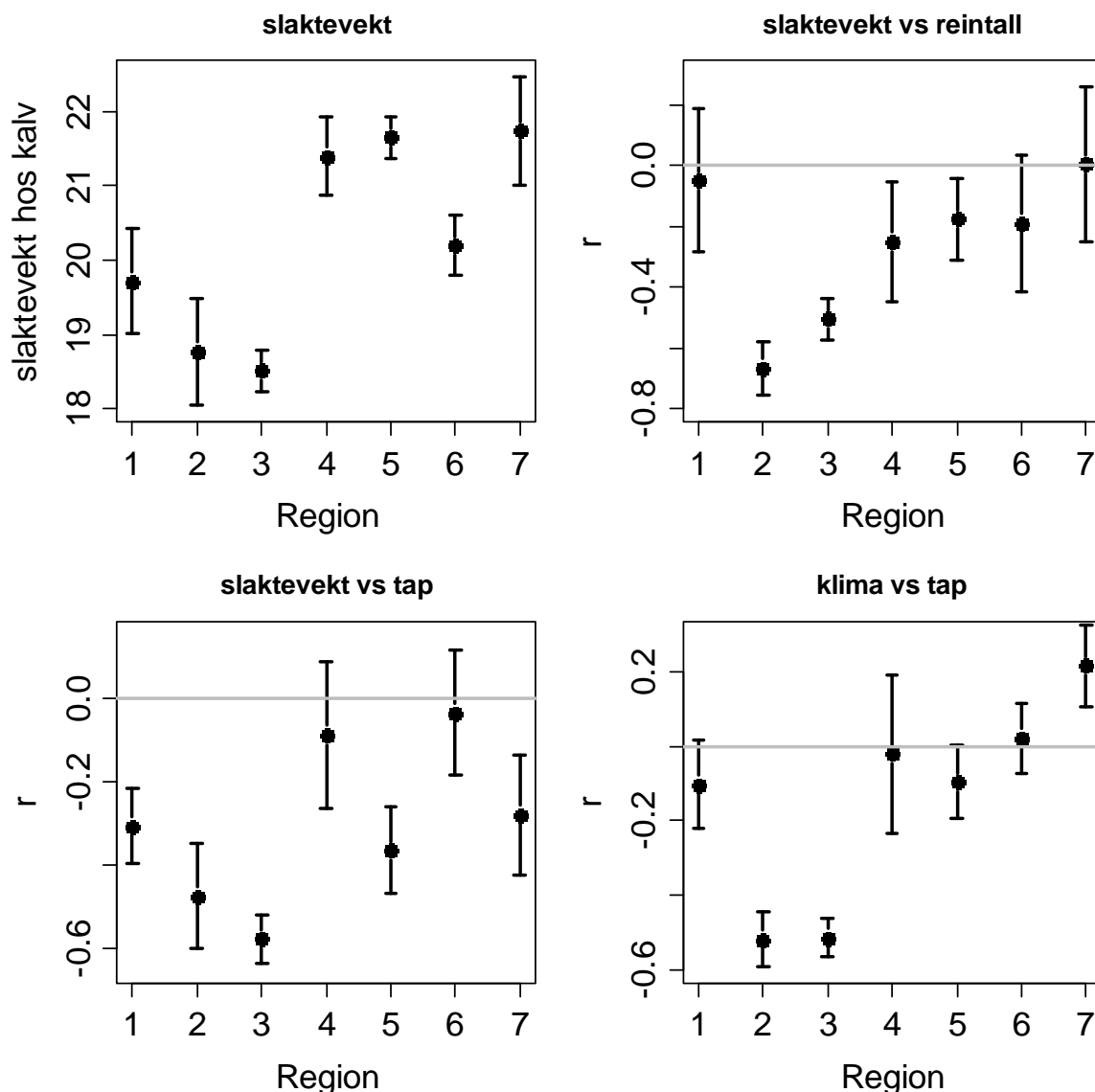


**Figur 7. Gjenomsnittet av siste tre års omsøkt tap delt på beregnet tap til jerv og gaupe for reinbeitedistriktene i regionene ( $\pm$  SE).**

Dataene i reindriftens ressursregnskap tyder på at distriktene i regionene med stort avvik mellom omsøkt tap og beregnet tap, Karasjok i Øst-Finnmark og Vest-Finnmark (region 2 og 3), generelt har lave kalvevekter (panel 1 i **Figur 8**), sterk negativ sammenheng mellom slaktevekter på kalv og reintall (panel 2 i **Figur 8**), sterk negativ sammenheng mellom slaktevekter på kalv året før og omsøkt tap (panel 3 i **Figur 8**), og sterk negativ sammenheng mellom vårens ankomst og omsøkt tap (panel 4 i **Figur 8**). Dette tyder på at reinen i disse regionene er ressursbegrensede, og at omsøkte tap i stor grad er relatert til reinens ressursituasjon.

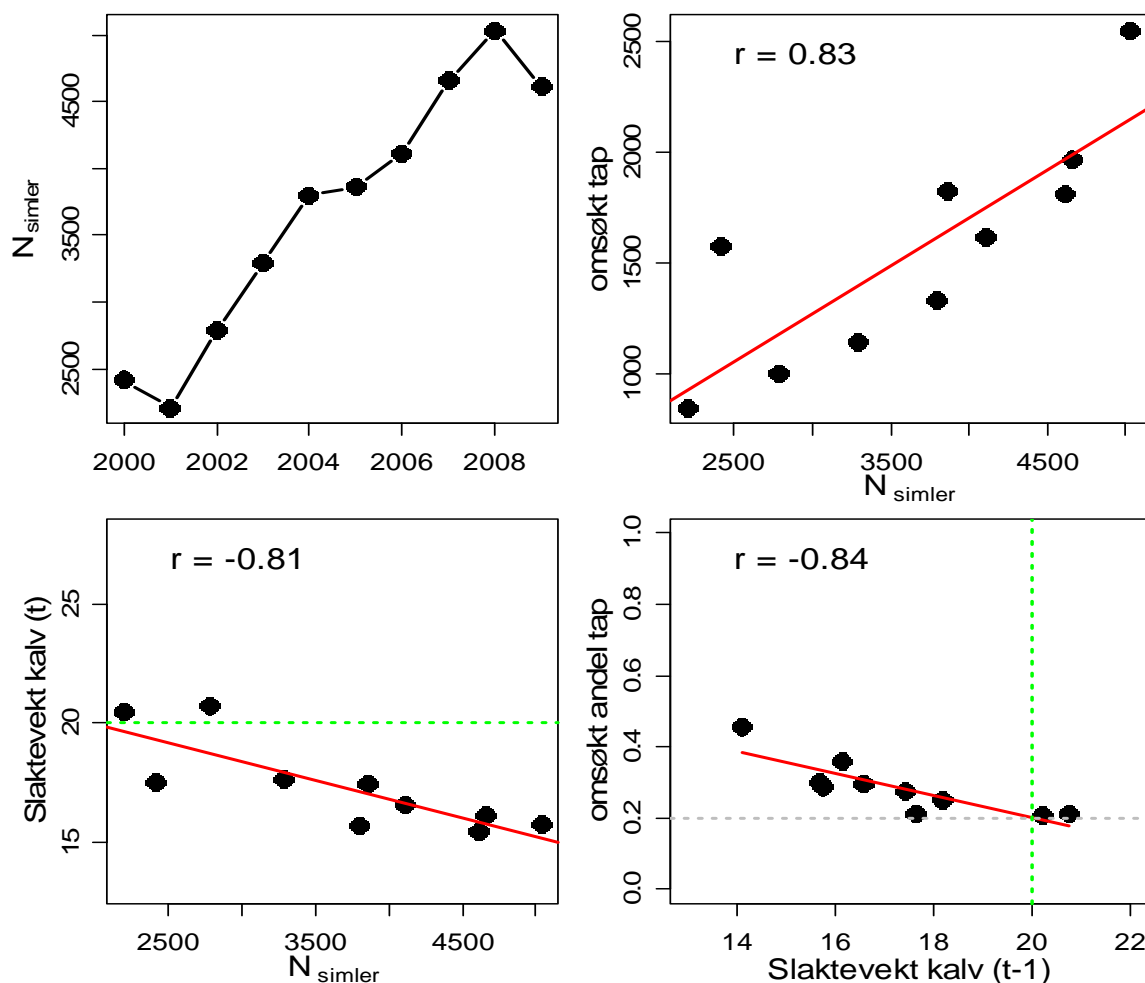
Også i de andre regionene er det distrikt som har trekk som indikerer ressursbegrensninger. Lave slaktevekter finner man særlig i enkelte distrikt i Polmak/Varanger regionen i Øst-Finnmark, men også i Nord-Trøndelag. En rekke distrikt fordelt rundt i landet viser også negative sammenhenger mellom slaktevekter og reintall og slaktevekter og omsøkt tap, men det er tydelig at det er en særlig konsentrasjon av slike distrikt i Karasjok i Øst-Finnmark og i Vest-Finnmark. For flere av distriktene i resten av landet forklares den årlige variasjonen i rapportert tap best av den årlige variasjonen i kjent rovdyrforekomst, og slaktevektene på dyrene er såpass høye at ressursrelaterte tap forventes å være små. I slike distrikter vil det være nødvendig med en nærmere vurdering av datamaterialet på rovviltforekomst hvis avviket mellom omsøkt tap og beregnet tap er stort, for å avklare om mangelfull kunnskap om forekomst av rovvilt kan forklare avviket.

I noen tilfeller rapporterer reineiere om unaturlig høye kalverater. Ettersom kalv i ubetydelig grad blir drektige kan ikke antall kalver produsert overgå antall simler i vårflokk. Et rimelig estimat på kalveproduksjon vil ligge noe under 100 % kalv på voksne simler og antall ettårige simler i flokken, og deres kondisjon vil være avgjørende for hvor lav kalveproduksjonen er. Slike justeringer av omsøkt tap basert på slike reindriftsfaglige vurderinger er relativt enkle å gjøre, men forklarer ikke det store avviket man ofte finner mellom omsøkt tap og beregnet tap.



**Figur 8:** Oppsummering av gjennomsnittlige slaktevekter for kalv (panel 1), og gjennomsnittsverdier ( $\pm$  SE) for korrelasjonskoeffisientene for sammenhengen innen distriktene mellom slaktevekter og reintall (panel 2), slaktevekter året før og omsøkt tap (panel 3) og klima (vårens ankomst) og omsøkt tap (panel 4). Estimatenes er basert på siste 10 år med data og gruppert med hensyn på region. Regionene er kodet som i figuren over.

Så langt er det gjort noen enkle øvelser for å evaluere hvordan man kan kombinere kunnskap om reintall, slaktevekter, klima og rovvilt for å beregne tap. For distriktene med stort avvik mellom omsøkt og beregnet tap, og hvor det er god grunn til å tro at en betydelig del av tapet er ressursrelatert, er hovedkonklusjonen at selv med en justering av omsøkt tap for ressursavhengig tap er avvirket stort. Vi bruker et distrikt i Vest-Finnmark som eksempel. Som flere andre distrikt i Vest-Finnmark har distriktet hatt en betydelig reintallsøkning de siste 10 år (panel 1 i **Figur 9**). Omsøkt tap er sterkt positivt relatert til reintallet (panel 2), og slaktevektene på kalv viser en sterk negativ sammenheng med reintall (panel 3). For å nå opp i slaktevekter på rundt 20 kg kan det synes som at reintallet bør halveres til rundt 2000 dyr. Beregnet tap til gaupe og jerv basert på registrerte ynglinger og drapsrater er på under 50 dyr i året, mens omsøkt tap har vært i størrelsesordenen 1000-2000 dyr. Hvis man antok at slaktevekter over 20 kg medførte minimalt ressursrelatert tap, vil man fortsatt forvente 20 % omsøkt tap (panel 4), noe som tilsvarer et tap på 900 dyr ved et reintall på 4500 dyr, og 400 dyr ved et reintall på 2000 dyr.



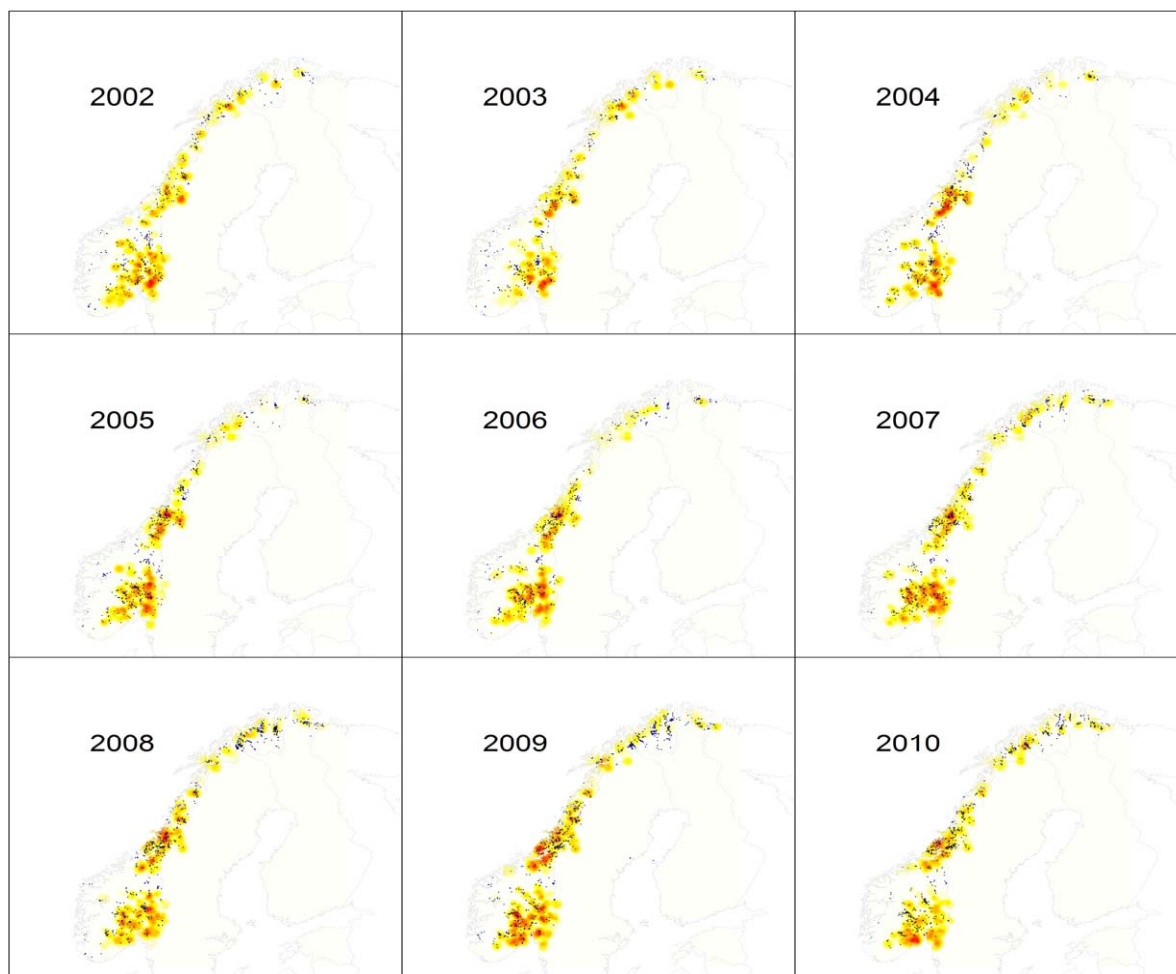
Figur 9: Oppsummering av data fra siste 10 år fra et distrikt i Vest-Finnmark. 1) Antall simler i vårflokk over år. 2) Omsøkt tap plottet mot antall simler i vårflokk. 3) Gjennomsnittlig slaktevekt for kalv plottet mot antall simler i vårflokk. 4) Omsøkt tap plottet mot gjennomsnittlig slaktevekt for kalv året før. Linjære regresjonslinjer (røde) og korrelasjonen ( $r$ ) mellom variablene gitt i 2-4.

#### 4.3.2 Kadaver av tamrein og sau fra Rovbasen

I Rovbasen er alle kadaverfunn kartfestet og vi kan ta ut kadaver der det er dokumentert eller antatt at jerv og gaupe er dødsårsak. Fordi tapskartene blir modellert over hele Norge (dvs. ikke bare for tamreinområder) bruker vi kadaver av både tamrein og sau. En utfordring med disse dataene er at tettheten av sau/tamrein varierer veldig i landskapet. Kadavertettheten representerer derfor også tettheten av sau/tamrein i tillegg til rovdyrrisiko. I tillegg er mange av kadaverfunnene nær vei/stier/bebyggelse fordi det er her folk oftest ferdes. Kadavrene representerer derfor ikke "fasiten" på hvor rovdyrrisikoen er høyest, men gir likevel en viss indikasjon på regionale forskjeller i tapsrisiko.

For gaupe (**Figur 10**) er det stor overlapp mellom høy tapsrisiko (røde områder) og tettheten av kadaver samme år (mørkeblå punkt) i årene 2002-2010. Av tamreinområdene er det spesielt Nord-Trøndelag som har høy risiko, men også i Troms finner vi høy risiko og høy tetthet av kadaver.

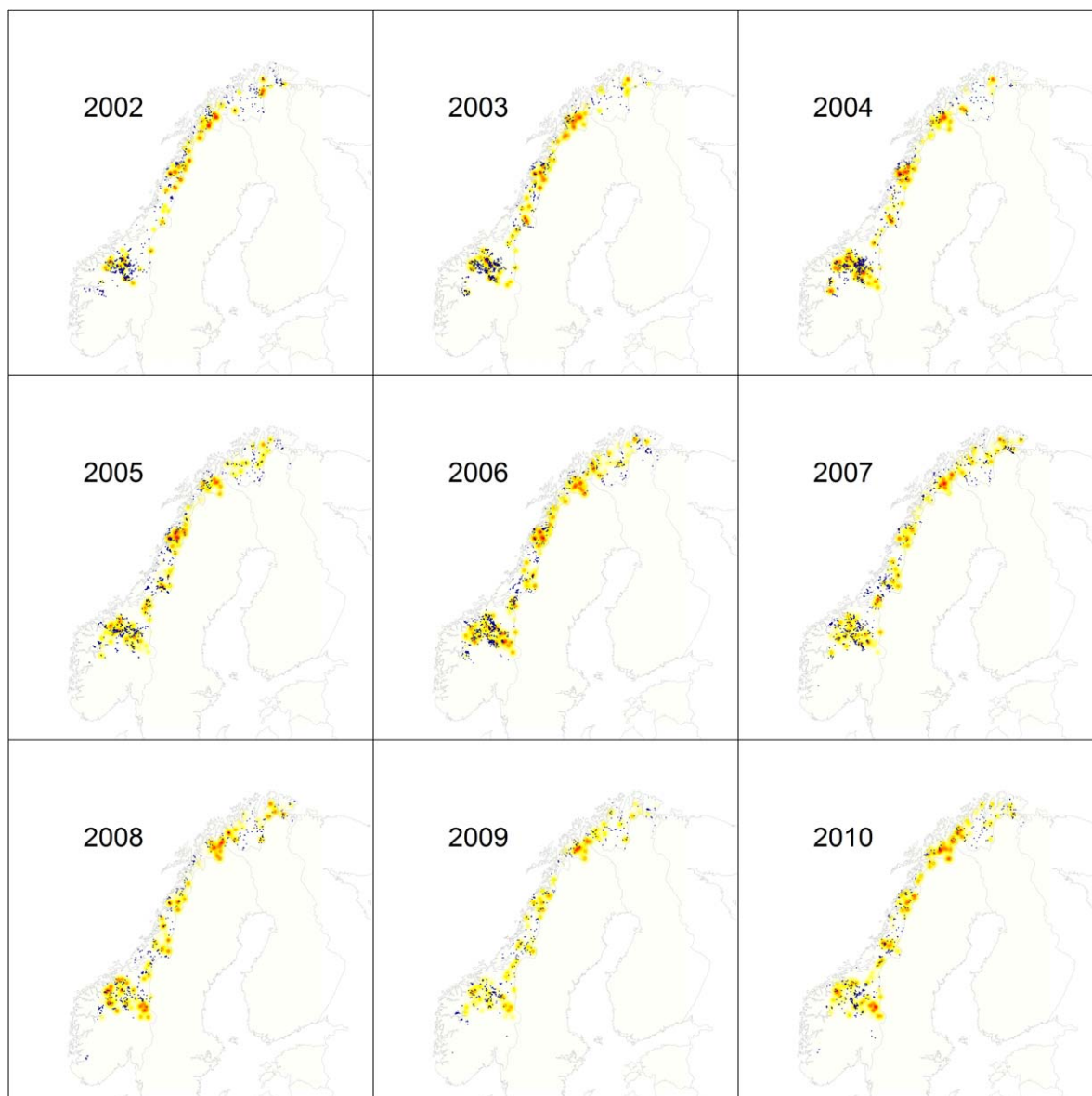
For jerv (**Figur 11**) finner vi en lavere grad av overlapp mellom tapsrisiko og kadavertetthet. I Sør-Norge stemmer modellen bra med kadaverfunnene, mens det særlig i Finnmark er mindre overlapp. Finnmark har også lav tetthet av jervevingler.



Figur 10. Tapsrisiko for gaupe og kadaverfunn (blå punkt) der dødsårsak er verifisert til gaupe for årene 2002-2010.

## 5 Kunnskapsmangler og forslag til hvordan nødvendig kunnskap kan innhentes

Hovedutfordringen pr dags dato synes å være at det er uklart hvorvidt sprik mellom rapportert tap og beregnet tap skyldes usikker rapportering av tap, usikre drapsrater, usikre bestandsdata eller en kombinasjon av disse. Etter vår vurdering er likevel ekspertgruppens tilnærming til en ny modell for rovviltskadeerstatning god, og en bør søke å løse utfordringene knyttet til usikkerhetene bak tallene. Bakgrunnen for dette standpunktet er at produksjonstilskudd, kombinert med diverse kompensasjoner for kriser og rovviltskade er antydnet å være en viktig årsak til at reindriften i Finnmark pr i dag ikke er økologisk bærekraftig (Næss et al 2011, Hausner et al. 2011). Dette er fordi dagens ordning gjør det mulig å høste mye fra en stor flokk i gode år, og sannsynliggjøre større tap fra en stor flokk i dårlige år. Skal man unngå å havne i en tilsvarende situasjon er det nødvendig at en ny erstatningsordning balanserer risiko for tap mot driftsmessige forhold som påvirker tapet. Vår forståelse er derfor at rovviltskadeerstatningen bare skal kompensere for det additive tapet. Det vil si det tapet som ikke ville skjedd uten rovdyr i reinbeiteområdene. Utfordringen i denne sammenhengen er å anslå hvor stor andel av totaltapet som er additivt og hvilke andel som er kompensatorisk.



Figur 11. Tapsrisiko for jerv og kadaverfunn (blå punkt) der dødsårsak er verifisert til jerv for årene 2002-2010.

## 5.1 Reindata

Det finnes begrenset med empiri på sammenhengen mellom vekter og tap for reinbeiteområdene i Nord-Trøndelag, Nordland og Troms, men her må det legges til at for Nord-Trøndelag forventes datagrunnlaget å bedres vesentlig med det første. I Voengel-Njarke/Kappfjell reinbeitedistrikt sør i Nordland var det i 2009 en positiv sammenheng mellom simlens vekt og sannsynlighet for at simlene er drektige og blir observert med kalv under merking gjennom sommeren. I Skjækerfjell reinbeitedistrikt viser resultatene a vintretap så langt at små dyr er mer utsatt for rovdyr gjennom vinteren, og at tapene vanligvis inntreffer i forbindelse med moderate til kraftige snøfall som resulterer i at reinen forflytter seg nedover i terrenget og sannsynligvis inn i mer gaupeutsatte områder. Det bør generelt fremskaffes mer kunnskap om i hvilken grad reinens vekt har betydning for rovvilts drapsrater, og i hvilken grad større dyr har mulighet til å unnsnippe rovvilt.

Tilgjengelige data viser at drektighet hos fjorårskalver er så liten at den kan neglisjeres, andelen drektige toåringer varierer relativt mye i relasjon til vekt, mens de fleste voksne simler er drektige (jf

tidligere utlevert rapport fra "Taps og produksjonsprosjektet"). Dette gjelder også svært lette voksne simler i Finnmark. Lette simler har imidlertid større sjanse for å miste kalven (Fauchald et al. 2004a), og det er grunnlag for å anta at ekstremtapene i Finnmark i stor grad ville forekommet selv i en situasjon uten rovvilt tilstede (Tveraa et al. 2003). Det er derfor et behov for en avklaring på om dette tapet skal kompenseres for gjennom rovvilterstatning. Hvis alt tap skal kompenseres for, vil det innebære at det er behov for gode data på flokkes alderssammensetning og drektighetsrater, men i dag klassifiseres simler kun som kalv eller voksen i melding om reindrift. Dersom tap forårsaket av sult ikke skal kompenseres for er det behov for utfyllende data på sammenhengen mellom simlevæker og kalvetilgang ved merking. I praksis er det svært vanskelig å skaffe data på hva som skjer i denne perioden fordi simlene i de fleste tilfellene er spredt over store områder, og fordi mes-teparten av tapene skjer rett etter fødsel.

Det er blitt gjort studier i Finnmark hvor hensikten har vært å forstå det tidlige tapet i reindriften. I disse studiene har tilnærmingen vært å holde reinen i hegn gjennom kalvingsperioden slik at man har full kontroll på reinen samtidig som man har god kontroll på rovdyr (Tveraa et al. 2003). Disse studiene har gitt svært nyttig innsikt det tidlige tapet av kalv (se også Lagergren 2011). Slike studier har vært kritisert av næringen fordi de tar reinen ut av sitt vanlige miljø, men det finnes ingen evidens for at denne kritikken er berettiget (Fauchald et al. 2004b). Tvert imot tilsier studiene fra Finland at reinen godt tilpasser seg føring og kalving i hegn (Bardsen et al. 2009). Slike studier kan være effektive for å studere disse forholdene i reindriften lenger sør, og vil kunne bidra med sikre resultater i løpet av noen få (3-5) år.

Et alternativ til bruk av hegn er å bruke "cluster" metoder tilsvarende de som er brukt for å studere diett og drapstakter hos rovdyr, men med utgangspunkt i å bruke endringer i simlens atferd når kalven tapes, til å lete opp døde kalver. Hvorvidt dette vil fungere er foreløpig ikke kjent, men vil avklares gjennom pågående prosjekter i løpet av våren/sommeren 2011.

## 5.2 Rovviltdata

Med hensyn til drapsrater vil det være ressurskrevende å innhente data som dekker alle driftsformer innen reindriften. Man må forvente at drapstakten på tamrein vil variere avhengig av en rekke faktorer som tilgang på alternative byttedyr, ulike beite- og driftsforhold og interaksjoner mellom rovviltartene. For å kunne gjøre realistiske modelleringer for alle områder med samisk tamreindrift i Norge, er det nødvendig å innhente kunnskap om drapsrater og områdebruk hos gaupe og jerv fra et utvalg av områder sør for nåværende studieområder i Troms og Finnmark. Vi foreslår her en intensiv femårig studie av interaksjoner mellom rein, gaupe, jerv og eventuelt kongeørn i Midt-Norge. Midt-Norge står i en særstilling i Skandinavia da gaupa, i tillegg til rein og sau, har tilgang på rådyr og hjort i mange av de samme områdene. En detaljert design av prosjekt bør gjøres i dialog med berørte brukergrupper i den første fasen av prosjektet, men vi ser for oss at viktige problemstillinger vil kunne være å forklare variasjonen i gaupas drapstakt på rein (og sau) i Midt-Norge, og å forklare hvordan interaksjonen mellom jerv og gaupe (og evt. bjørn og kongeørn) påvirker begge artenes økologi, og beitenæringen. Dette vil kreve en intensiv oppfølging av GPS-merkede gauper og jerv i et utvalg av områder i Midt-Norge, samt oppfølging av tamrein med GPS-sendere i de samme områdene.

Foreløpige tall fra Scandlynx prosjektet i nord antyder at det er større mellomårsvariasjon i reproduksjonssuksess hos gaupe i Troms og Finnmark sammenliknet med områder lenger sør i landet. Det vil dermed kunne være flere gauper i bestanden pr yngling i nord, sammenliknet med områder lenger sør. Pr i dag har vi ikke tilfredsstillende data til å kunne beregne en egen omregningsfaktor (Andrén et al. 2002) for Troms og Finnmark alene. Dagens omregningsfaktor er basert på tallmateriale fra før 2002, og en større gjennomgang av alt demografiske data fra hele Skandinavia vil gi bedre tall på antall gauper i bestanden pr yngling på nordskandinavisk skala.

I dag har en begrenset med data på bjørnens drapsrater på rein. Vi forventer imidlertid at de data som innhentes gjennom det pågående prosjektet i Sverige også vil kunne benyttes i Norge. Prosjektet startet våren 2010, og det forventes at data vil være tilgjengelig for bruk i løpet av 2-3 år.

Den største utfordringen er kongeørn. Årlige undersøkelser av kongeørnas reproduksjonssuksess på stor skala vil være svært ressurskrevende. De siste årene har det foregått en betydelig innsats på å kartlegge kongeørnterritorier i Nordland og Nord-Trøndelag. Disse dataene vil være tilgjengelige i løpet av ett års tid. Vi mener habitatmodellering basert på tilgjengelige data vil kunne gi et estimat på tettheten av kongeørnterritorier også for områder som så langt ikke har vært kartlagt. I tillegg vil de prioriterte områdene for kongeørnovervåking i TOV kunne gi data på mellomårsvariasjon i reproduksjonssuksess og andel okkuperte territorier. Individbaserte studier av kongeørnas drapstakt på rein har så langt ikke vært gjennomført av tekniske årsaker. Det finnes nå GPS sendere som kan gi en høy frekvens av posisjoner. Vi mener dette muliggjør studier på kongeørn, tilsvarende de som i dag gjennomføres på gaupe og jerv, for å estimere drapstakten til kongeørn. I tillegg bør dataene fra slike sendere benyttes til å estimere arealbruken til juvenile og territorielle kongeørn, med en målsetning om å bedre estimatene på kongeørntettheten, og for å kunne modellere tapsrisikoen i forhold til avstand til påviste hekkepar. Vi mener slike studier bør knyttes geografisk opp mot studier av tap med dødsvarselsendere på rein, og studier av drapstakten til jerv og gaupe for å maksimere utbyttet av studiene. I løpet av 3-5 år bør en slik innsats kunne gi de dataene vi trenger for grovt å kunne beregne tap til kongeørn i reindrifta."

## 6 Referanser

- Andrén, H., J.D.C. Linnell, O. Liberg, P. Ahlqvist, R. Andersen, A. Danell, R. Franzén, T. Kvam, J. Odden, & P. Segerström, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology* 8: 299-306.
- Bårdsen, B.J., P. Fauchald, T. Tveraa, K. Langeland, & M. Nieminen. 2009. Experimental evidence of cost of lactation in a low risk environment for a long-lived mammal. *Oikos* 118:837-852.
- Fauchald, P., T. Tveraa, C. Henaug, & N.G. Yoccoz. 2004a. Adaptive regulation of body reserves in reindeer (*Rangifer tarandus*): a feeding experiment. *Oikos* 107:583-591.
- Fauchald, P., T. Tveraa, N.G. Yoccoz, & R.A. Ims. 2004b. En økologisk bærekraftig reindrift. Hva begrenser naturlig produksjon og høsting? Fagrapport 76, NINA, Trondheim.
- Hausner, V. A., Fauchald, P., Jernsletten, J. L., Ulvevadet, B., Brathen, K. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Tveraa, T. & Pedersen, E. 2011 The ghost of development past: the impact of economic security policies on Saami pastoral ecosystems. *Ecology and Society*, i revisjon.
- Herfindal I. 2011. Modellering av rovviltrisiko. Vedlagt arbeidsdokument utarbeidet til Ekspertutvalg for rovviltskadeerstatning.
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B. & Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265: 63-71
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Moa, P. F., Odden, J., Austmo, L.B. & Andersen, R. 2005. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *Journal of Wildlife Management* 69: 1034-1042
- Jacobsen K.-O., T. V. Johnsen, T. Nygård & A. Stien 2010. Kongeørn i Finnmark. Årsrapport 2009. NINA rapport 576.
- Johnsen, T. V., G.H. Systad, K.O. Jacobsen, T. Nygård & J.O. Bustnes. 2007. The occurrence of reindeer calves in the diet of nesting Golden Eagles in Finnmark, northern Norway. *Ornis Fennica* 84:112-118
- Lagergren, M. 2011. Effects of mother condition on pregnancy and early losses of calves in semi-domesticated reindeer. Master of Science thesis in Evolution and Ecology. CEES, UiO.
- Mattison, J. 2011. Interactions between Eurasian Lynx and Wolverines in the Reindeer Husbandry Area. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Moa, P.F., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Overskaug, K., Kvam, T. & Andersen, R. 2006. Does the spatiotemporal distribution of livestock influence forage patch selection in Eurasian lynx *Lynx lynx*? *Wildlife Biology* 12: 63-70

- Morellet, N., J.-M. Gaillard, A. J. M. Hewison, P. Ballon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein, & D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44:634-643.
- Nieminen, M. 2010. The impact of large carnivores on the mortality of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in Kainuu, southeastern reindeer-herding region of Finland. *Rangifer*, 30 (1): 79 – 88.
- Nilsen, E.B., Herfindal, I. & Linnell, J.D.C. 2005. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience* 12: 68-75
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006: Predation by Golden Eagle *Aquila chrysaetos* on semidomesticated Reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland.—*Wildlife Biology* 12:393–402.
- Nybakk, K., Kjelvik, O. & Kvam, T. 1999: Golden Eagle predation on semidomestic Reindeer. *Wildlife Society Bulletin* 27: 1038–1042.
- Næss, M.V., Bårdsen, B.J., Tveraa, T. & Pedersen, E. 2011. Pastoral herding strategies and governmental management objectives: predation compensation as a risk buffering strategy in the Saami reindeer husbandry, *Human Ecology*, in press
- Ollila, T. 2009. The territory-based compensation system for the economic losses caused by the Golden eagle to the reindeer husbandry. Experiences after ten years in Finland. I: Jacobsen, K.-O. 2009 (red.). *Nordisk kongreerenssymposium*. Tromsø 25.-28. September 2008 – NINA rapport 442: 29-30.
- Perrson, J., Wedholm, P. & Segerstöm P. 2009. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia.
- Sulkava, S., Huhtala, K., Rajala, P. & Tornberg, R. 1998. Changes in the diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957-96. *Ornis Fenn.* 76 (1): 1-16.
- Tveraa, T. & E. Pedersen. 2011. The ghost of development past: the impact of economic security policies on Saami pastoral ecosystems. *Ecology and Society*, i revision.
- Tveraa, T., P. Fauchald, C. Henaug, & N.G. Yoccoz. 2003. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer. *Oecologia* 137:370-376.
- Watson J. 2010. *The golden eagle*. T & AD Poyser, London.