

Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms

Arild Landa
Roy Andersen
Ingmund Halgunset
Cathrine Henaug
Jon Hemming Mathisen
Frode Valnes
Joseph L Fox
Øystein Holand
Torkild Tveraa

NINA Fagrapport 50



Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms

Arild Landa

Roy Andersen

Ingmund Halgunset

Cathrine Henaug

Jon Hemming Mathisen

Frode Valnes

Joseph L. Fox

Øystein Holand

Torkild Tveraa

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

NINA Temahefte

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA -ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J. H., Valnes, F., Fox, J. L., Holand, Ø & Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - NINA fagrapport 50:1-44.

Trondheim, September 2001

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1256-0

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Roy Andersen

NINA, Trondheim

Design og layout:

Ingrid Brandslet

Tegnekontoret NINA•NIKU

Digital kopi: Norservice

Opplag: 250

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim


Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12230000

Signature of responsible person:



Oppdragsgiver:

- Norges Forskningsråd (Bruk og forvaltning av utmark)
- Direktoratet for Naturforvaltning
- Reindriftens Fagråd
- Fylkesmannen i Finnmark, Troms og Nordland
- Tiltaksfondet for Småfe og Fjørfe
- Forebyggende tiltak ved Rowiltutvalget i Troms.

Utvidet sammendrag

¹Landa, A., ¹Andersen, R., ¹Halgunset, I., ²Henaug, C., ²Mathisen, J.H., ³Valnes, F., ²Fox, J.L., ²Holand, Ø. & ¹Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - NINA fagrapport 50:1-44.

¹ Norsk Institutt for Naturforskning

² Universitetet i Tromsø

³ Norges Landsbrukshøgskole

Tamrein *Rangifer tarandus* og rovdyr i Troms – muligheter for tapsreduksjon?

Husdyr, inklusiv tamrein og rovdyr i samme område er ofte uforenlig. Når tamrein slippes inn i områder hvor jerv *Gulo gulo* og gaupe *Lynx lynx* lever, skapes en situasjon hvor rovdirene lettere får tilgang til byttedyr enn i naturlige økosystemer. Tamreinen er bevisst avlet for å kunne håndteres av mennesker og er således lettere å fange enn sine ville artsfrender. Videre etterstrebes en kjønns- og alderssammensetning som maksimaliserer kjøttproduksjonen. Dette innebærer at det i hovedsak er hunndyr og ungdyr som slippes på beite. Hvor dyrene skal beite er fastlagt av beiterettigheter og eiendomsgrenser hvilket medfører at tettheten ofte blir langt høyere enn i naturlige bestander. Disse faktorene fører til flere møter mellom rovdyr og byttedyr og medfører økte tap. Tap til rovdyr er fra næringens ståsted, med til å vanskeliggjøre en bevisst avl for tammere dyr og større kjøttproduksjon.

Å beskytte beitedyr mot rovdyr kan sees på som et forsøk på å avbryte ulike faser i rovdirenes jaktadferd. I områder med flere rovdyrarter med ulik jaktadferd og som benytter ulike områder og jaktstrategier, blir problemene mer komplekse. Spesielt tamrein som beiter ute hele året er utsatt for tap til rovdyr. Tamrein er avlet for å være lett å handtere av mennesker, men den har naturligvis fortsatt innebygde instinkter for å maksimalisere sin reproduksjon (se kap. 4) og for å øke sin overlevelse i forhold til rovdyr (se kap 6 og 7). De foretrekker å beite på steder som er forskjellig fra hvor de døde reinsdyrene vanligvis blir funnet drept av enten gaupe eller jerv. Dette gjenspeiler seg også i kalvenes adferd. I dette studiet variete avstanden mellom simple og kalv mellom ulike typer habitat og var stor i åpne områder med liten risiko for å bli drept, mens avstanden var mindre i bjørkeskogsområder hvor risikoen for å bli drept var størst.

Tapsårsaker

Tapsårsaker skyldes mange faktorer og vil variere mellom områder og år. Denne undersøkelsen er sammensatt av flere delundersøkelser i perioden 1997 - 1999. Gaupa var

den viktigste tapsårsaken i undersøkelsen. Tretten av de merkede dyrene er i 1998/99 med sikkerhet drept av gaupe. Dette utgjør 40 % av den totale dødeligheten og 54% av rovdyr tapet.

Reinen er jervens viktigste byttedyr innenfor Fennoskandia, spesielt om vinteren, og jervens utbredelse er også sammenfallende med tam- og villreinsens utbredelse. I vår undersøkelse stod jerven for en liten del av tapet (6%). Den lave tapsandelen forårsaket av jerv i vår undersøkelse er trolig påvirket av at ei tisper med unger, som hadde tilhold i sentrale deler av reinens vinterbeiteområde, døde under merking i 1997. Rikelig tilgang på rein som var tatt av gaupe i området medførte sannsynligvis også at jerven ikke drepte så mye rein som om det ikke hadde vært tilgang på kadaver i området. Denne forklaringen støttes av at jerven utnyttet rester av reinskulver drept av gaupe i 5 av 7 tilfeller i 1998.

Det høyeste kalvetapet var i sommermånedene juli - august mens kalvene var små, men det var et visst tap fordelt over resten av året. Dette tapsmønsteret stemmer overens med andre studier. Mange studier har vist at reinkalvene er mest sårbare den første tiden etter fødsel. Det samme er også vist hos andre hjortedyr. Mens kalvene er små er de også mer utsatt for å bli drept av mindre rovdyr som rødrev *Vulpes vulpes* og kongeørn *Aquila chrysaetos*. På grunn av merkingen med dødsvarselsendene ble kalvene i vår undersøkelse først sluppet på beite 2-3 uker etter kalving. Det er sannsynlig at dette medvirket til en vesentlig reduksjon av tapene.

Få kalver døde som resultat av ulykker (3%). Data-materialet er begrenset, men resultatene er i overensstemmelse med andre undersøkelser.

Betydningen av kondisjon, aldersfordeling og for tap

Hos reinsdyr vokser bukkene hele livet, mens simlene ser ut til å være fullvokst som fireåringer. Reinsdyr kan bli kjønnsmodne som åringer, men ettersom det er energetisk kostbart for simlene å fostre opp en kalv, er det en sammenheng mellom simlenes vekst som kalv og deres alder for når de blir kjønnsmodne. Også klimatiske og beitemessige faktorer kan medvirke til at enkelte årganger får et dårligere utgangspunkt enn andre. Selv i Hjerttind beiteområde hvor dyrene gjennomgående er i god kondisjon er det sannsynlig at kondisjonsmessige trekk vil påvirke tapet.

Store simler får kalver som gjennomgående er større ved merking enn kalver av små simler. Dette kan enten skyldes tidligere fødselstidspunkt eller bedre vektøkning hos disse kalvene. Å bære fram og die kalver er kostbart og simler som får kalv allerede som 2 åringer har en langt mindre vektøkning enn sine jevnaldrende som ikke kalver før de blir 3 år gamle. Denne undersøkelsen var av en så kort varighet at det ikke er mulig å si noe om langtidseffektene

I vår undersøkelse var datamaterialet for lite til å trekke sikre konklusjoner om hvorvidt små kalver er mer utsatt for predasjon enn de som er større. Men andre undersøkelser, f.eks. i Nord-Sverige har vist at de kalvene som ble drept av rovdyr var lettere enn gjennomsnittet.

Kalveadferd og tap

Et viktig adferdstrekk hos reinsdyrkalver er at de følger mora og flokken så hurtig som mulig etter fødselen. I tillegg til fordelene ved at simlene kan forsvare kalvene, øker sjansene til å oppdage rovdyr og det er antatt at enkelt individer blir mindre utsatt med økende flokkstørrelse.

Mange faktorer som kjønn, habitat og værforhold påvirker tilhørigheten mellom simle og kalv. Hannkalvene er mer aktive og beveger seg lengre bort fra simla enn hunnkalvene. Dette gjør dem mer utsatt for å bli oppdaget og dermed tatt av rovdyr enn hunnkalver (kap 6). Som forventet var det et høyere tap av hannkalver enn hunnkalver gjennom sommermånedene. I grått og overskyet vær og i uoversiktlige områder hvor det var større risiko for å bli drept av rovdyr, f.eks. i skog, er avstanden til simla kortere enn ellers.

Flokkstørrelse

Reinen i Hjerttindområdet utnytter et vidt spekter av forskjellige habitattyper og flokkstørrelse som en anti-rovdyr strategi er sannsynligvis påvirket av både habitat og topografi. I dette studiet dannet reinen dobbelt så store flokker i lyngområdene som i de andre habitattypene.

Høyrisikoområder

Reinsdyrenes valg av beite kan påvirkes av risikoen for å bli drept av rovdyr og i noen habitater er reinsdyrene mer utsatt enn i andre.

Tamreinen i Hjerttind reinbeitedistrikt foretrekker områder med god sikt, uten skog og i kupert terreng. Dette er også vist i andre studier. Kupert terreng er ofte vindutsatte høgfjellsområder hvor snøen samler seg i søkk, og hvor tilgangen til beite på avblåste flater og rabber er god. En lavere risiko for å bli drept av rovdyr vil mest sannsynlig medføre at reinen kan beite i områder som den i dag ikke kan utnytte pga. rovdyr.

Det ser ut til å være en klar sammenheng mellom risiko for å bli drept av gaupe og forekomsten av bjørk eller annen skog, men dette er ikke tilfelle for jerv. Gaupa har en fordel av å jakte i skogsområder fordi dens jaktstrategi avhenger av skjul og evne til å oppdage byttet ved hjelp av hørsel. I slike områder har reinsdyrene en ulempe både på grunn av redusert siktavstand og tidvis vanskelige snøforhold. Særlig etter snøfall kan forholdene i bjørkeskogen

hindre reinsdyrene fra å flykte fra rovdyr. Det er allikevel ikke til å unngå at reinsdyrene av og til trekker gjennom bjørkeskogområder når de er på vandring mellom beiteplasser. I tillegg vil de av og til bli de tvunget til å beite i skogområdene. For eksempel ved skaresnø og hard ising i åpne områder er det vanskelig for reinsdyrene å få tak i mat og dersom skogsområder er tilgjengelig vil disse nødvendigvis bli brukt selv om risikoen for å bli drept er høyere enn i andre deler av beiteområdet.

Mulige tiltak for å redusere tap

Denne rapporten belyser tap og tapsårsaker i et spesifikt område og foreslår mulige tiltak for å redusere tapet basert på resultatene av undersøkelsen. Vi har imidlertid ikke forutsetninger eller mandat til å vurdere hvorvidt aktuelle tiltak er praktisk gjennomførbare innenfor økonomiske og politiske rammer.

Aktiv gjeting

Ved aktiv gjeting gjennom hele året kan en holde flokken mere samlet og minimisere tid i tapsutsatte områder. En mer aktiv gjeting vil betinge at flokken holdes mer samlet og dette vil sannsynligvis også medvirke til en reduksjon av tapene fordi flere dyr samlet vil raskere kunne oppdage et truende rovdyr. Aktiv gjeting i barmarksperioden er åpenbart vanskeligere å gjennomføre enn om vinteren.

I denne undersøkelsen var tap voldt av gaupe det største problemet. Det er spesielt i bjørkeskogområdene at dyrene er utsatt, men også i fjellet hvor terrenget gjør det mulig å smyge tett innpå reinen uten at den blir oppdaget. I den grad beiteforholdene gjør det nødvendig å beite i bjørkeskogen eller tapsutsatte områder i fjellet, kan det være fordelaktig å legge ut tilleggsfôr på steder hvor risikoen er mindre.

Kalving i hegn eller under kontrollerte betingelser

Reinsdyr er mest sårbare i dagene rundt kalvingen. Hos villrein er det beskrevet at simlene søker bortgjemte steder i høgfjellet mens kalvingen pågår, for deretter igjen å danne flokker. Denne adferden er foreslått å være en anti-rovdyr strategi. Hos tamrein derimot, blir ofte flokken gjetet til bestemte steder ut fra driftsmessige forhold. I forbindelse med disse undersøkelsene ble flokken holdt i hegn under kalvingen og det er sannsynlig at dette reduserte tapene. Det bør således vurderes hvorvidt et opplegg med aktiv tilleggsforing og kalving i hegn kan gjennomføres i tapsutsatte områder.

Utsette kalving for to-åringer

Simler som kalver allerede som 2-åringer får kalver som blir mindre og dermed sannsynligvis er mer utsatt for å bli drept av rovdyr. De som venter med kalving til de er 3 år, har en bedre vekst og får større kalver. Dersom det driftsmessig er mulig å utsette "påsetting" av 2 åringer vil dette dermed kunne gi en gevinst i form av redusert kalvetap og trolig også bedre slakteavkastning.

Executive summary

Semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus* and large predators in Troms – possibilities for reducing losses?

Domestic animals, including semi-domesticated reindeer, and large predators in the same area are often incompatible. When semi-domesticated reindeer are released into areas inhabited by wolverines *Gulo gulo* and lynx *Lynx lynx*, a situation is created where the predators attain easier access to prey than in natural ecosystems. Reindeer have been intentionally bred to be more easily handled by people, and are therefore easier to catch than their wild relatives. Moreover, attempts are made to achieve a gender and age composition that maximises meat production. Consequently, it is mainly females and young animals that are released onto open grazing. Where the animals graze is determined by grazing rights and property boundaries, and this results in far higher densities than in natural populations. These factors increase the frequency of encounters between predators and potential prey and lead to higher losses. This contributes to counteract the intentional breeding programme.

Protecting grazing animals from predators can be seen as an attempt to interrupt various phases in the hunting behaviour of the predators. The problems will be more complex in areas containing several species of predators that have different hunting behaviours and prefer different areas and hunting strategies. Semi-domesticated reindeer which graze outside all year round are particularly liable to be taken by predators. It has been pointed out that such reindeer are specially bred to be easily handled by people. However, reindeer still have many built-in "instincts" intact to enhance their chance of surviving against predators (see Chapters 6 and 7). They prefer to graze in places that differ from where dead reindeer usually are found killed by lynx or wolverines. This is also reflected in the behaviour of the calves. This study has shown that the distance between mother and calf varied between different types of habitat and was greatest where there was little risk of being killed. It was least in birch woodland, where the risk of being killed was highest.

Causes of losses

Losses are caused by many factors and will vary from area to area and year to year. This study is composed of several sub-studies undertaken during 1997 - 1999. During the study, most losses were due to lynx. Thirteen of the transmitter-bearing animals were definitely killed by lynx in 1997-98. In Fennoscandia, reindeer constitute the most important prey of wolverines, particularly in winter, and the distribution of the wolverine coincides with that of semi-domesticated and wild reindeer. In our investigation,

wolverines were responsible for a small part of the loss (6%), but this was probably influenced by the fact that a female with young, living in a central part of the winter grazing area for the reindeer, died when captured in 1997. Also the ample availability in the area of reindeer killed by lynx probably meant that wolverines did not kill as many reindeer as they would have if carcasses had not been available there. We studied this possibility specifically, and in 5 of 7 cases where lynx had killed reindeer in 1998 wolverines exploited the carcasses.

The highest loss of calves occurred in the summer months of July and August, while the calves were small, but minor losses were distributed over the rest of the year. This pattern of losses agrees with other studies.

Many studies have shown that reindeer calves are most vulnerable shortly after they are born. The same has also been found for other members of the deer family. While calves are small, they are also most at risk of being killed by smaller predators like, red foxes *Vulpes vulpes*, and by golden eagles *Aquila chrysaetos*. To enable them to be equipped with mortality transmitters, the calves in our investigation were not released onto open grazing until they were 2-3 weeks old. This probably contributed to a significant reduction in the losses.

Few calves died as a result of accidents (3%). The data is limited, but the results agree with other studies.

Fitness and age distribution of reindeer, and their significance for losses

Male reindeer grow throughout their lives whereas females seem to be fully grown as 4 years olds. Reindeer are able to have calves at 2 years of age, but general theory indicates that their age and, hence, size substantially influence the size of the calves and their success later in life. Climatic and grazing-related factors may also contribute towards calves born in particular years acquiring a poorer start than others. Even in the Hjerttind grazing area, that is well run and where the animals are, on the whole, in a good state of fitness, there are aspects related to fitness which probably have an influence on the losses.

Large females have calves that are generally larger when they are marked than those from small females. This may be due to either an earlier time of birth, or a better weight increase in these calves. It is costly to give birth to and suckle calves, and females that have calves as early as 2 years of age have a reduced weight gain compared with those of the same age which do not have calves before they are 3 years old. Our investigation was too brief to permit us to say anything about the long-term effect of this, but they will either remain smaller throughout their lives or attain the same maximum weight at a later age.

There were not enough data in our study to draw definite conclusions whether small calves are more vulnerable to predators than larger calves. However in other investigations it has been shown; for example in northern Sweden that calves killed by predators were below average weight.

Behaviour and losses among calves

An important behavioural trait in reindeer calves is that they accompany their mother and the herd shortly after being born. In addition to the advantages of the females being able to defend the calves, the chance of discovering predators is increased, and it is assumed that the larger the herd the less an individual is at risk.

Many factors, such as gender, habitat and weather conditions, influence the attachment between hind and calf. Male calves are more active and move further away from their mother than females. This makes them more likely to be discovered and, hence, killed by predators than is the case for female calves (Chapter 6). There was also, as expected, a higher loss among male calves than females during the summer months. On the other hand, we have observed that both display identical traits as regards distance from their mothers. When the weather was overcast, and in areas where there was a greater chance of being killed by predators (e.g. woodland), their distance from their mother was shorter than otherwise.

Herd size

The reindeer in the Hjerttind area exploit a wide range of habitat types, and herd size as an anti-predator strategy is probably influenced by categories such as woodland and topography. In dwarf-shrub habitats, the reindeer studied in this investigation formed herds that were twice as large as in other types of habitat, this probably being related to the variable protection against predators offered by different habitats and topographical formations.

High-risk areas

To reduce the risk of being killed by predators, the animals may select habitats that offer poorer grazing, but are safer.

Semi-domesticated reindeer in Hjerttind prefer areas that offer a good view, away from woodland and in broken terrain. This has also been found in other studies. Such terrain is often in alpine areas where wind is likely and where the snow gathers in hollows and blows off flat ground and ridges which thus provide good grazing sites. A reduced risk of being killed by predators would most likely lead to the reindeer being able to graze in areas which they cannot use nowadays because of predators.

In the context of choice of grazing, there seems to be a clear relationship between the risk of being killed by lynx and the occurrence of birch or other kinds of woodland, whereas this does not apply to wolverines. The lynx has an advantage when hunting in woodland because of its stalking hunting strategy. Moreover, the reindeer in such habitats are at a disadvantage because of limited visibility and frequently more difficult snow conditions. When there is considerable snowfall, the less compact snow in birchwoods hampers the reindeer from fleeing from predators. Nevertheless, reindeer occasionally have to pass through birchwoods when they are moving between grazing sites. They will, in addition, sometimes be compelled to graze in wooded areas. For example, when open areas have crusted snow or are covered with ice, it is difficult for the reindeer to obtain food there, and if wooded areas are available these will necessarily be used, even though the risk of being killed by predators is higher than in other parts of the grazing area.

Possible measures for reducing losses

This report elucidates the losses and their causes in a specific area and, based on the results of the study, proposes possible measures for reducing the losses. However, we do not have the prerequisites to assess whether relevant measures are capable of practical implementation within economic and political constraints, nor have we been asked to evaluate this.

Active herding

If active herding is practised throughout the year, it will be possible to keep the herd closer together and minimise the time spent in areas where losses are more likely to happen. Both consequences will probably reduce the loss to predators. More active herding will require that the herd is kept close together and this will probably also help to reduce the losses because larger groups of animals will more quickly discover a predator. Active herding during the period when the ground is not snow covered is obviously more difficult to implement than in winter when it is possible to use snowmobiles.

In this investigation, losses to lynx were the greatest problem. The animals are particularly at risk in birchwoods, but also on mountains where the terrain permits predators to creep close up to the reindeer without being discovered. If grazing conditions really necessitate grazing in either of these locations, it is possible to avoid it by laying out supplementary fodder in places where the risk is less.

Calving in corrals or under controlled conditions

Reindeer are most vulnerable in the days around calving. It has been reported that wild reindeer hinds seek secluded spots in the mountains when they are calving, before forming herds again. It has been suggested that this behaviour is an anti-predator strategy. Semi-domesticated reindeer, on the other hand, are herded to specific locations selected for operational reasons. In connection with this investigation, the herd was kept in a corral during calving, and this probably reduced the losses. Consequently, it would be wise to consider whether the laying out of supplementary food and having calving take place in corrals can be implemented.

Postponing calving

Females that have calves already as 2-year-olds bear calves that are smaller and, hence, probably more are at risk of being killed by predators. Those that begin calving when they are 3 years old achieve better growth and have larger calves. If it is feasible from an operational viewpoint to postpone impregnation until hinds are 3 years old, a benefit will be seen in the form of reduced calf losses, and a higher slaughter weight will probably also be achieved.

Forord

Prosjektet "Jervens økologi – konflikter og tiltak" ble gjennomført i indre Troms i perioden 1996-2000. Jervens utbredelse i Skandinavia er i det vesentlige sammenfallende med områder hvor det finnes tamrein og hvor tamrein, spesielt om vinteren, er det viktigste byttedyret til jerven. Det var derfor naturlig at tamrein ble en omfattende del av prosjektet. Foruten å belyse tapsomfanget og årsak, har vi undersøkt hvilke individer, og i hvilke habitat, de er mest utsatt. Foruten at resultatene fra prosjektet besvarer vitenskapelig interessante problemstillinger, er dette også kunnskap som reinnæringen kan benytte og bygge videre på med tanke å redusere tap til rovdyr.

"Tap og tapsårsaker hos tamrein" har vært en integrert del av feltarbeidet på de andre delmål i prosjektet. Det omfattende arbeidet som er utført på tamrein hadde ikke vært mulig uten den interesse og samarbeidsvilje som har vært vist fra reineierne Anders Oskal, Per Mathis Oskal, Isak Nils Oskal, Nils Isak Siri, Helge Rørslett og Johan Egil Oskal og Reindrifftsforvaltningen i Troms ved Sveinung Rundberg.

Arild Landa, NINA, har vært prosjektleder. Roy Andersen og Ingmund Halgunset, begge NINA, har vært ansvarlig for gjennomføring av feltarbeidet. Rapporten bygger på hovedfagsoppgaver som er utført i samarbeid med Universitet i Tromsø (UiTø) hvor ansvarlig veileder var Joseph L. Fox og Norges Landbrukshøgskole Ås (NLH) hvor Øystein Holand var ansvarlig veileder. Studentene Jon Hemming Mathisen (UiTø), Cathrine Henaug (UiTø) og Frode Valnes (NLH) har gjennomført hovedfagsoppgavene. I tillegg har Knut Morten Vangen vært deltidsansatt for å utføre feltarbeid.

I prosjektperioden har vi mottatt støtte fra Norges Forskningsråd (programmet: Bruk og forvaltning av utmark), Direktoratet for Naturforvaltning, Reindriffts Fagråd, Fylkesmannen i Finnmark, Troms og Nordland, Tiltaksfondet for Småfe og Fjørfe samt Forebyggende tiltak ved Rowiltutvalget i Troms.

Trondheim juni 2001
Arild Landa

Innhold

Utvidet sammendrag	3
Executive summary	5
Forord	8
Innhold	9
1 Innledning	11
2 Rapportens oppbygging	11
3 Studieområdet	
3.1 Vegetasjon	11
3.2 Reinflokken og dens bruk av området.....	11
3.3 Rovdyr i området	11
3.4 Tap i området.....	12
3.5 Bruk av lokalkunnskap	12
4 Merking og oppfølging	
4.1 Radiomerking 20 simler	13
4.2 Merking av simler med halsklaver	13
4.3 Merking av kalver med halsklaver	13
4.4 Merking av kalver med dødsvarselsendere	13
4.5 Oppfølging av kalvene med dødsvarselsendere	14
4.6 Metodikk ved kadaverfunn	14
5 Tap og tapsårsaker hos tamrein gjennom året	
5.1 Innledning	14
5.2 Dødelighet hos reinsdyrene, data analyser.....	14
5.3 Resultater.....	15
5.3.1 Dødelighet hos reinsdyrkalver og simler	15
5.3.2 Tapsårsaker	16
5.3.3 Tidsmessig fordeling av tapene	16
5.3.4 Fordeling av tapene etter kjønn og vekt om våren	18
5.3.5 Simlevekt og kalveproduksjon.....	18
5.3.6 Repeterbarhet i simlevekt	19
5.4 Diskusjon	20
5.4.1 Datainnsamling.....	20
5.4.2 Dødelighet hos reinsdyrkalver og simler	20
5.4.3 Tapsårsaker	21
5.4.4 Tidsmessig og geografisk fordeling av tap	21
5.4.5 Tapsfordeling etter kjønn og vekt om våren	22
5.4.6 Simlevekt og produksjon.....	22

6 Betydning for tap til rovdyr I - Forskjeller i adferd mellom kjønnene hos unge kalver og betydningen av dette.

6.1 Innledning	23
6.2 Metode	23
6.2.1 Feltobservasjoner	23
6.2.2 Dataanalyser	24
6.3 Resultater.....	24
6.3.1 Forskjeller mellom kjønnene i simple - kalv avstand.....	24
6.3.2 Forskjeller mellom kjønnene i aktivitetsnivå.....	25
6.3.3 Forskjeller i aktivitets mønster	25
6.3.4 Utvikling av mor-kalv forholdet over tid	25
6.4 Diskusjon	27
6.4.1 Kjønnforskjeller i kalveadferd.....	27
6.4.2 Utvikling i den romlige avstanden mellom simler og kalver	27
6.4.3 Adferd; kalven kontra simla	27
6.4.4 Andre faktorer knyttet til det romlige forholdet mellom simple og kalv.....	28
6.5 Konklusjoner.....	29

7 Betydning for tap til rovdyr II - Sammenheng mellom ulike habitat og risikoen for å bli drept av rovdyr i vinterhalvåret

7.1 Innledning	30
7.2 Metode.....	31
7.2.1 Studieområdet.....	31
7.2.2 Lokaliseringen av reinsdyrene og de drepte reinene	31
7.2.3 Statistiske analyser	31
7.3 Resultater.....	32
7.3.1 Sammenligning av ulike karakteristikk for habitat hos beitende reinsdyr og de som var drept av gaupe (Istind og Altevath)	32
7.3.2 Sammenligning av ulike karakteristikk for habitat hos beitende reinsdyr og de som var drept av jerv (Istind-Kletten)	34
7.4 Diskusjon	35
7.4.1 Betydning av siktavstand	36
7.4.2 Betydning av kupert terreng	36
7.4.3 Betydning av forekomst av skog	36
7.4.4 Avsluttende kommentarer	37

8 Litteraturliste

Appendix 1	42
Appendix 2.....	44

1 Innledning

Forholdet mellom tamreindriften og forvaltningen av de store rovdyrene har vært konfliktfylt siden det norske Stortinget i 1986 ratifiserte Bernkonvensjonen for vern av ville europeiske planter og dyr samt deres leveområder (Miljøverndepartementet 1986). I den påfølgende Stortingsmelding nr. 27, sluttet Stortinget seg til en hovedmålsetting om å sikre levedyktige bestander av jerv *Gulo gulo*, gaupe *Lynx lynx*, bjørn *Ursus arctos* og ulv *Canis lupus*. Dette har ført til økning i bestandene av de store rovdyrene i Norge hvilket også har medført økte tap av tamrein *Rangifer tarandus* og sau *Ovis aries* (Miljøverndepartementet 1997). Fra 1994 til 1997 økte erstatningene for tap av tamrein fra 4,7 til over 18 millioner kroner. De økte utbetalingene skyldes hovedsakelig en økning i innmeldte rovdyrtap (Reindriftsforvaltningen 1998b). På tross av økte erstatningsutbetalinger er det i reindriftsnæringen en stor andel erstatningssøknader som avslås på grunn av manglende dokumentasjon. Sammenligninger av innmeldte og beregnede tap for Nord-Trøndelag i perioden 1991-96, viser at det bare ble gitt erstatning for 18 % av det beregnede rovdyrtapet i området (Reindriftsforvaltningen 1998b).

De undersøkelser som har vært utført i nordlige Skandinavia med bruk av dødsvarselsendere på tamrein har så langt vist at tap til rovdyr er den viktigste tapsårsaken (Björvall et al. 1990, Kjølvik et al. 1998, Reindriftsforvaltningen 2000). Det er imidlertid grunn til å anta at det vil være forskjeller i tap både i tid og rom avhengig av antall og utbredelse av rovdyr, årsvariasjoner i tilgang av alternative byttedyr samt den aktuelle reindriftsform, reinsdyrenes kondisjon osv.

I indre Troms har vi Norges tettteste bestand av jerv samtidig som det også finnes gaupe og spredte forekomster av bjørn. I denne undersøkelsen har vi kartlagt forskjellige faktorer som kan påvirke tap av rein.

2 Rapportens oppbygning

Rapporten er sammensatt av delundersøkelser. Forrest i rapporten finnes et utvidet sammendrag som setter resultatene fra alle delarbeidene sammen. Beskrivelse av studieområdet som er felles for de ulike delarbeidene er samlet i kapittel 3. Det samme gjelder merketodikk som er beskrevet i kapittel 4. De neste tre kapitlene omhandler de respektive delundersøkelsene. I de respektive delundersøkelser er bakgrunn og problemstillinger utfyllende beskrevet. Der det er nødvendig og hvor felles områdebeskrivelse og metode ikke er dekkende, er tilleggsinformasjon beskrevet for de respektive kapitler.

3 Studieområdet

Studiene ble utført i Hjerttind reinbeitedistrikt i perioden 1997 – 1999. Dette området dekker deler av Målselv, Bardu, Sørreisa, Lenvik Dyrøy og Salangen kommunene i Troms fylke (69°00'N, 18°30'E, **figur 3.1**, neste side).

3.1 Vegetasjon

Området består av hovedsakelig av fjell og noe skog og går fra 350 til 1490 m over havet. Skoggrensa er ved 450 til 500 m over havet. Fjellbjørk *Betula pubescens* spp. og bregner er vanlig opp til skoggrensa. Ovenfor skoggrensa, opp til 600 meter over havet, dominerer dvergbjørk *Betula nana*, vier *Salix* spp. og lyng. Fra 600 til 900 m over havet finner vi alpine vegetasjonstyper dominert av dvergbjørk, lavarter og snøleivevegetasjon. Over 900 m er det typisk snaufjell med kun spredte forekomster av vegetasjon.

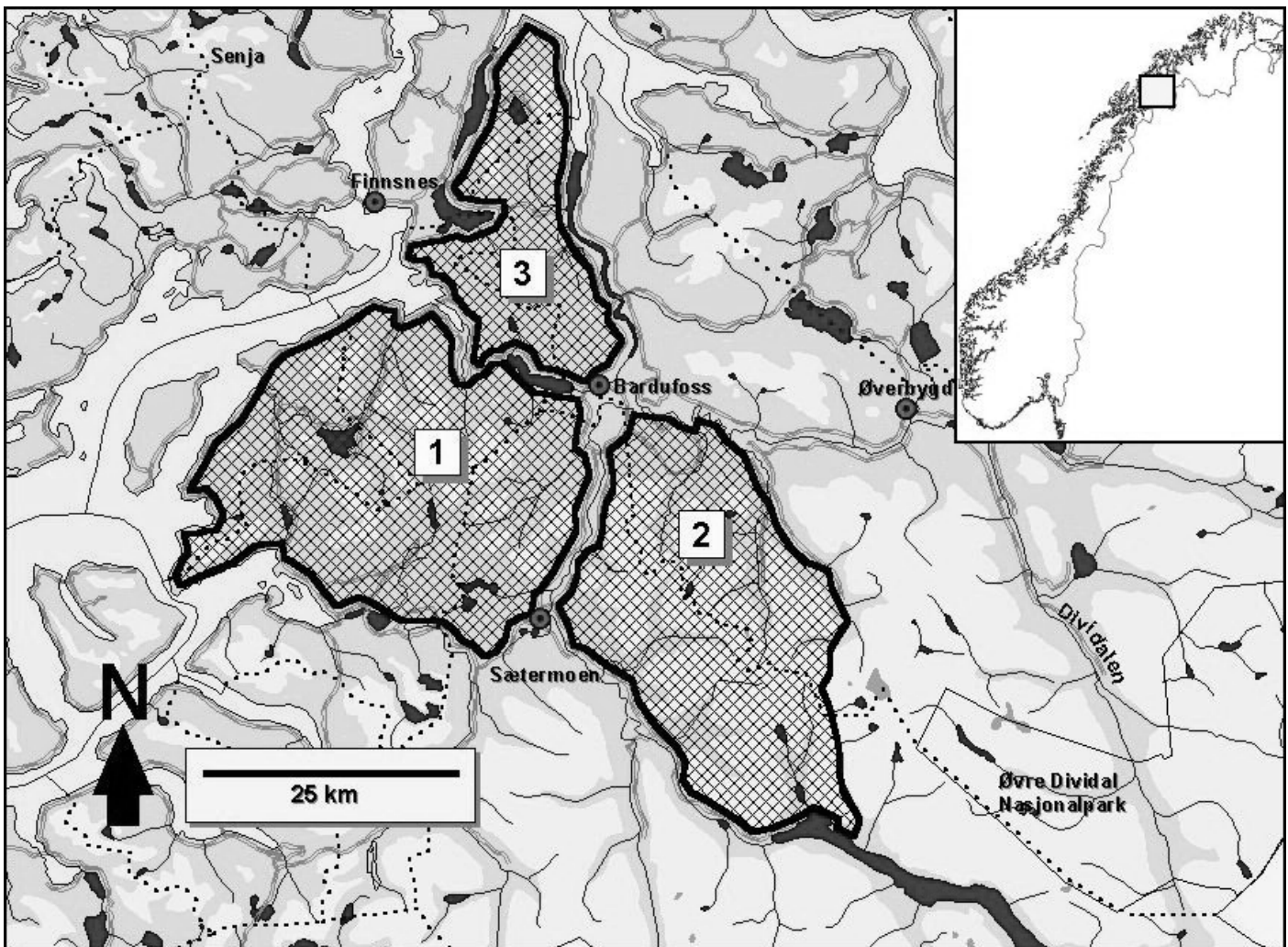
3.2 Reinflokken og dens bruk av området

Svenske reindriftssamer hadde tidligere sommerbeite i Hjerttindområdet. Denne bruken varte fram til 1935 og førte til at beitene ble kraftig redusert på grunn av intensiv beiting. Selv så sent som i 1963, da linjetaksering av beiteområdene ble gjennomført, var lavdekket tynnere og mer glissent enn forventet ut fra vekstforholdene (Lyftingsmo 1974). I perioden fra 1935 til 1963 var det bare streifdyr av svenske tamreiner i området. Siden 1963 har det vært norsk reindrift i området. Distriktet hadde i driftsåret 1998/99 en vinterflokk på 927 dyr fordelt 9% okser og 91% simler (Reindriftsforvaltningen 2000). Flokken består av til sammen 6 driftsenheter. Disse enhetene er representert ved følgende personer: Anders Oskal, Per Mathis Oskal, Isak Nils Oskal, Nils Isak Siri, Helge Rørslett og Johan Egil Oskal.

Tamreindriftens bruk av området varierer noe fra år til år og gjennom året med et klart skille mellom vinter og sommerbruk. Om sommeren (mai-november, 1997 og 1998) brukte flokken området rundt Hjerttind øst for E6 (ca. 1000km²), mens de vinteren 1997/98 brukte området rundt Istind-Kletten (ca. 200km²) og fjellene ved nordvest enden av Altevattn (ca. 250 km²). Vinteren 1998/1999 ble flokken delt i to og området Andsfjellet/Fagerfjellet (ca. 300 km²) ble benyttet av den ene flokken og Istind-Kletten og Altevattns områdene ble brukt av den andre flokken. I tillegg var et mindre antall rein (<50dyr) i sommerbeiteområdet gjennom hele året.

3.3 Rovdyr i området

I Troms fylke ble bestanden av jerv i 1998 estimert til å være et minimum av 43 individer (>1år) (Landa et al.



Figur 3.1. Kart over studieområdet. Skravert område 1 er sommer- og høstbeiteområdet (Hjerttind), område 2 er vinterbeiteområdet Istind/Altevatn og område 3 er vinterbeiteområdet Andsfjellet/Fagerfjellet. - Map showing study area. Shaded area 1 covering the summer and autumn grazing pasture, area 2 covering the winter grazing pasture around Istind/Altevatn and area 3 is the winter grazing pasture around Andsfjellet/Fagerfjellet.

1998). Et nytt estimat for samme periode basert på nye data om tispenes alder for yngling, innsamlet i de norske og svenske jervprosjektene, gir minimum 64 individer (Landa et al. 2001). Bestanden av gaupe er estimert til å være ca. 60 individer og er antatt å være stabil (Kvam 1997). Begge artene yngler regelmessig i Troms og finnes i reinbeitedistriktet gjennom hele året, men antall og variasjonen i antall individer er ikke kjent. Kongeørn *Aquila chrysaetos* er vanlig og det dokumenteres årlig tap av reinkalver til kongeørn. Streifdyr av brunbjørn forekommer også i området. Rødrev *Vulpes vulpes* og ravn *Corvus corax* er også vanlig i området og det finnes eksempler der disse har tatt livet av unge reinkalver (Nowosad 1975, Tveraa et al. 2000).

3.4 Tap i området

For reindriftsårene 1996/1997, 1997/1998 og 1998/1999 ble det totale kalvetapet for distriktet oppgitt til å være henholdsvis 55%, 41% og 32% av antall fødte kalver. Av

dette ble respektive 94%, 96% og 92% oppgitt å skyldes rovdyr, noe som er høyere enn gjennomsnittet for Troms (79%, 75% og 81%) (Reindriftsforvaltningen 1998a, Reindriftsforvaltningen 1999, Reindriftsforvaltningen 2000).

3.5 Bruk av lokalkunnskap

Prosjektet har i hele perioden hatt en solid lokal forankring der et nært samarbeide med reindriftsutøverne har vært prioritert høyt. Prosjektformål og metodisk gjennomføring har blitt diskutert ved hjelp av formelle og uformelle møter før og gjennom hele prosjektperioden. Metodevalg og gjennomføring er i stor grad basert på det erfaringsgrunnlaget som er tilført prosjektet fra reineierne. I den grad det har vært mulig og ønskelig, er praktisk arbeide i forbindelse med merking, veiing og oppfølging utført av reineierne selv.

4 Merking og oppfølging

For å kunne gjennomføre de ulike delene av studiene i prosjektet var vi avhengig av å merke både simler og kalver med radiosendere, dødsvarselsendere eller halsklaver.

4.1 Radiomerking 20 simler

Den 8. mai 1997 ble 20 tilfeldige simler fanget for hand eller med lasso i forbindelse med foring på fjellet og påmontert radiosendere med en innebygget dødsvarsel funksjon (142MHz band, SirTrack®, New Zealand). Dette ble utført for å lettere kunne finne og følge flokken gjennom prosjektperioden med tanke på datainnsamlingen. To av disse simlene ble funnet døde i løpet av perioden (en drept av rovdyr og en død i ulykke) hvorpå radiosenderne ved første anledning ble montert på nye simler. Samtlige av disse radiosenderne ble tatt av dyrene den 4. mai 1999.

4.2 Merking av simler med halsklaver

I perioden november 1997 - november 1998 ble til sammen 594 simler merket med nummererte halsklaver. Av disse ble 476 merket i forbindelse med slakting og veiing den 20. november 1997, 44 merket i mai 1998 i forbindelse med kalving i hegn og 74 merket den 20. november 1998 i forbindelse med slakting og veiing. Halsklavene var ca. 5cm brede av svart hardplast påtrykt hvite tall med individuell nummerering som kunne leses fra begge sider.

Ved merking om høsten ble det benyttet fem forskjellige hegn. Flokken ble først samlet fra fjellet og inn i en stor innhegning (ca. 40.000m²) der de senere ble flyttet inn i et mindre tilstøtende hegn (ca. 2.000m²). Fra dette hegnet ble deler av flokken tatt inn i et mindre rundt hegn (ca. 400m²) hvor rein som skulle slaktes ble trukket ut. Deretter ble flokken flyttet videre til et nytt rundt hegn (ca. 80m²) og hvor noen dyr om gangen ble flyttet videre til et lite hegn (ca. 15m²). Fra dette hegnet ble dyrene jaget enkeltvis gjennom en V-formet stående trakt med en lengde på 4m. Ved enden av denne trakta ble simlene fanget for hand og påmontert halsklaver før de ble sendt gjennom vekta. Denne prosessen ble gjentatt til alle simlene var merket og veid.

Ved merking om våren ble simlene fanget ved hjelp av lasso mens flokken var samlet innenfor store innhegninger i forbindelse med kalvingen.

4.3 Merking av kalver med halsklaver

I forbindelse med kalvemerkingen i distriktet den 4. og 7. august 1997 ble alle kalvene merket med nummererte halsklaver. Disse klavene hadde også en strikk slik at de kunne utvide seg etterhvert som kalvene vokste (Os Husdyrmerkefabrikk).

Flokken ble samlet fra fjellet i to omganger. Flokkene ble først drevet inn i en større innhegning (ca. 40.000m²) for så å bli drevet videre inn i et mindre rundt hegn (ca. 3000m²). I dette hegnet ble kalvene fanget med lasso og merket med halsklave og eierens eget øremerke etter hvert som tilhørighet mellom simle og kalv ble fastslått. Til sammen 180 hannkalver ble merket med blå halsklaver og 197 hunnkalver ble merket med gule halsklaver. Halsklavene ble tatt av igjen i forbindelse med slakteuttak og veiing av flokken. den 20. november 1997.

4.4 Merking av kalver med dødsvarselsendere

Våren 1998 var hele flokken, med unntak av bukker, kalver og simler som ikke var på ekstra foring, samlet i en innhegning under kalvingen. I perioden 5.-10. juni ble 252 kalver merket med nummererte dødsvarselsendere (142 MHz, Sirtrack®, New Zealand) montert på ekspanderende halsband. Like mange hunn- og hannkalver ble merket med henholdsvis hvite og svarte sendere. Foruten å sette på dødsvarselsendere, registrerte vi kalvenes vekt, pelsfarge, kjønn og mor.

Fordi driftsenhetene var delt inn i 3 grupper som benyttet adskilte innhegninger ble tre ulike metoder brukt til å fange kalvene. Ved metode 1 ble samtlige simler og kalver i driftsenheten samlet i et rundt hegn (ca. 400m²) der alle kalver ble fanget for hand og påmontert nummerte skilt rundt halsen (ca. 10x10cm) og sluppet sammen med simlene igjen for deretter å bli sluppet ut i en større innhegning, ca. 40.000m². Eierforholdet simle – kalv ble registrert i løpet av det kommende døgnet ved observasjon i kikkert (8x30, 10x40 eller tilsvarende). Flokken ble deretter samlet i det minste hegnet hvor kalvene for hand ble fanget på nytt og påmontert dødsvarselsendere. Ved metode 2 ble kalvene i denne driftsenheten fanget enkeltvis i forbindelse med foring i en innhegning på ca. 25.000m². Kalvene ble fanget ved hjelp av en lang bambusstang påmontert ei løkke. Ved metode 3 ble simlene og kalvene samlet puljevis i et mindre provisorisk rundt hegn (ca. 200m²) der kalvene fortløpende etter som eierforholdet simle – kalv ble avklart, ble fanget ved hjelp av ei stang med ei løkke på enden.

Dødsvarselsenderne ble tatt av den 19. november 1998 mens flokken var samlet i et reingjerde i forbindelse med slakteuttak og veiing. Nye halsband, mer tilpasset de nå mer utvokste kalvene, ble tilpasset dødsvarselsendere som

ble montert på kalvene igjen den påfølgende dagen. Montering av senderne ble utført i forbindelse med veiving (se ellers beskrivelse av merking av simler med hal-sklover). Den 7.mai 1999 ble dødsvarselsenderne tatt av kalvene når flokken var samlet i en innhegning i forbindelse med kalving.

4.5 Oppfølging av kalvene med dødsvarselsendere

Kalvene påmontert dødsvarselsendere ble fulgt kontinuerlig ved hjelp av peiling i perioden juni 1998 til april 1999. Det ble benyttet radiomottakere på 142MHz av typene AVM LA12Q (AVM Instrument Company Ltd, U.S.A.), RX-8910 (Televilt AB, Sverige) og RX-81 (Televilt AB, Sverige) tilkoblet en 3-elementers foldbar yagi-antenna (SirTrack, New Zealand) ved bakkepeiling. Ved flypeiling ble det benyttet 2 stagmonterte H-antennene fra Televilt AB, Sverige, på en småfly av typen Cessna 172.

I perioden juni til november var den mest brukte metoden var peiling til fots. Det ble gjennomført stort sett daglige peilinger i tidsrommet 11/6 – 30/8 og 2-3 ganger uka frem til samlingen i november. På grunn av de naturlige begrensningene i rekkevidde var det ikke mulig å dekke hele området daglig til fots. Hovedinnsatsen ble hele tiden lagt til de områdene som de 20 radiomerkede simlene brukte og som ble antatt å være representative for flokken. Alle kadaver registrert i perioden ble gjort innen utgangen av august. Foruten bakkepeilingen ble det gjennomført ukentlige peilinger fra fly dersom været tillot det og en del peiling fra bil. I perioden november til april skjedde oppfølgingen 2-3 ganger i uka ved hjelp av snøscooter. Dette for å kunne dekke et større område når en var ute og samtidig gjorde bruk av snøscooter behovet for flypeiling mindre. Flypeilinger ble også gjennomført i tilknytning til øvrig flypeiling i prosjektet men på det meste gikk det over en måned mellom flypeilingene i denne perioden. Noe peiling ble også gjort fra bil og ved hjelp av ski der dette var formålstjenlig.

4.6 Metodikk ved kadaverfunn

Alle kadaver ble fotografert på funnstedet i tillegg til området rundt. Deretter ble det foretatt en grundig kadaver dokumentasjon der spor og sportegn rundt og på kadaveret ble registrert ved vurdering av dødsårsak (Landa 1999). Skjemaet "Kadaver registrering" (**Appendix 1**) ble brukt i forbindelse med og dokumentasjon av dødsårsak.

5 Tap og tapsårsaker hos tamrein gjennom året

5.1 Innledning

Reinen har opp gjennom tidene blitt utsatt for et høyt seleksjonspress fra rovdyr (Skogland 1992). Dette har ført til utvikling av en utpreget anti-predator adferd. I kalvingstiden gir dette seg utslag i at simlene skiller lag med flokken og oppsøker områder med skjul for predatorer. Siden rovdyrene er bundet til bestemte leveområder og selv har avkom i perioden da reinen kalver, skaper også reinens vandring i forbindelse med kalvingen en geografisk barriere mellom reinen og rovdyrene. I tillegg fødes kalvene med en vernefarget pels, som gjør dem vanskelig å se i terreng med mørke barflekker (Skogland 1992).

Selv med denne tilpasningen viser flere utenlandske studier at predasjon kan utgjøre hoveddelen av det totale tapet hos caribou- og tamreinkalver (Miller & Broughton 1974, Nowosad 1975, Fuller & Keith 1981, Miller et al. 1988, Bjärvall et al. 1990, Mahoney et al. 1990, Whitten et al. 1992, Roffe 1993, Chetkiewicz & Renecker 1994, Adams et al. 1995). I Vestre Namdal reinbeitedistrikt i midt-Norge, viste en undersøkelse med dødsvarselsendere på tamrein at rovdyr stod bak mye av tapene. Spesielt kalver var utsatt og 3 av fire kalver som døde var tatt av rovdyr (Kjelvik et al. 1998).

En rekke studier har vist at rovdyr tar klauvdyr som er i dårlig forfatning og små i forhold til de som ikke blir tatt (Murie 1944, Crisler 1956, Borg 1962). Kalvens fødselsvekt blir høyere dersom simlas vekt og kondisjon er god (Lenvik & Aune 1988). Hannkalvene har høyere gjennomsnittsvekt enn hunnkalvene (Bjärvall et al. 1990). Det er likevel påvist at det er hannkalvene som er mest utsatt for predasjon (Bergerud 1971). Dette kan skyldes at hannkalvene er mindre knyttet til sine mødre enn hunnkalver (Clutton-Brock et al. 1982).

Målet med denne undersøkelsen var å kartlegge tapsårsaker og tapets omfang hos tamreinkalver gjennom året ved bruk av dødsvarselsendere.

5.2 Dødelighet hos reinsdyrene, data analyser

For utregning av mortalitets-/overlevelsesrater ble dataprogrammet Micromort benyttet (Heisey & Fuller 1985). Undersøkellesperioden ble delt i tre perioder; sommer (juni-august), høst (september-november) og vinter (november – mai). Hver periode hadde seks ulike dødsårsaker: "gaupe", "jerv", "ørn", "ukjent rowilt", "ulykke" eller "ukjent". Kalvene ble inndelt etter kjønn og etter flokk for å finne eventuelle ulikheter mellom disse. På vinteren var flokken delt i to og beitet i adskilte vinterrom-

råder, Andsfjellet/Fagerfjellet og Istind/Altevatn (se **figur 3.1**). Antall døgn som de merkede reinene til sammen har gått med radiosender, reindøgn, ble regnet ut for hver periode. Døde (kadavere) og antatt døde kalver (sendere med blod og/eller bittmerker) med usikker tapsdato måtte korrigeres. I de usikre tilfellene ble det trukket fra fem eller ti dager avhengig av graden av usikkerhet. For noen ble det bare trukket fra antall dager siden forrige peiling. For kalvene som kun har gått med halsklaver er det for hvert dyr som er savnet gjennom perioden trukket i fra 52 døgn (halve perioden) under antagelsen at tapene var jevnt fordelt gjennom hele perioden og at dette vil tilsvare den gjennomsnittlige tapsdatoen (**tabell 5.1**).

5.3 Resultater

5.3.1 Dødelighet hos reinsdyrkalver og simler

Kalver med dødsvarselsendere

Totalt 146 av 252 merkede kalver om sommeren mistet senderen sin. Av disse var 89 hannkalver og 57 hunnkalver. Dette kan skyldes at hannkalver har en høyere aktivitet enn hunnkalvene (Bergerud 1980) og er i samsvar med andre delmål i denne rapporten. Årsaken til senter-tapene i vår undersøkelse var dårlig festemekanisme på senderens halsband. Bare 58 av de 146 senderne ble funnet igjen. Ved utregning av reindøgn ble det korrigert for tapet av disse senderne. Da tapsdato i de fleste tilfeller var vanskelig å fastslå med sikkerhet, kan dette medføre at overlevelsesraten er feilestimert. Etter modifisering ble senderne brukt gjennom den påfølgende vinteren og her ble kun 2 av 153 sendere mistet.

Totalt 88 av de 146 senderne ble ikke funnet igjen. Disse startet ikke å sende. Årsaken kan ha vært ledningsbrudd forårsaket av løse batterier. Gradvis slitasje kan ha ført til senderne er blitt dårligere utover i undersøkelsesperioden. Tapet mot slutten av perioden kan dermed være underestimert. Dette kan være årsaken til at det ikke er påvist tap i høstperioden. Disse 88 senderne ble utelatt fra undersøkelsen. Utvalget ble derfor mindre enn planlagt samt at kjønnsfordelingen som på forhånd var 50/50 nå ble endret til 74 hunner og 90 hanner. Dette ble korrigert for dette ved utregningene. Etter modifisering før vintersesongen opplevde vi ingen funksjonsfeil på senderne.

Av de totalt 164 kalvene som ble fulgt gjennom sommeren og høsten og de 153 ble fulgt gjennom vinteren, ble det funnet 32 døde i løpet av undersøkelsesperioden. Antall døde inkluderer 4 radiosendere med blod på som er antatt drept av fredet rowilt. Dette gir en total dødelighet på 1,9% pr. 30 dager gjennom hele perioden (**tabell 5.2**, neste side). Av den totale dødeligheten utgjør tilfellene med dokumentert eller antatt drept av fredet rowilt 75%.

Simler med radiosendere/dødsvarselsendere

De 20 simlene ble fulgt over 2 år og 2 av disse ble funnet død i perioden som gir en total dødelighet på 0,4% pr. 30 dager gjennom perioden (**tabell 5.2**, neste side).

Kalver merket med halsband

Hele 377 kalver ble merket med halsband, men kun 317 ble registrert i forbindelse med samlingen i november (n=288) eller senere (n=29). Av de 60 som ble savnet etter høsten er 4 dokumentert drept av gaupe og ved 2 tilfeller er ikke dødsårsaken kjent. Gjennom vinteren ble det funnet 5 kalver med halsklaver drept av gaupe. Dødeligheten gjennom denne perioden ble funnet å være 4,6% pr. 30 dager gjennom perioden (**tabell 5.2**, neste side).

Tabell 5.1. Antall døgn, kalvene og de voksne simlene har gått med dødsvarselsendere eller halsklaver. For kalvene er det skilt mellom kjønn, periode og flokk. Antall døde dyr funnet i de ulike periodene er oppgitt. – * antall kalver savnet og antatt drept. (n) angir totalt antall døde inkludert kalver antatte døde der kun sender med blod og bittmerker er funnet.

he total number of days the calves and adult females have had mortality transmitters or collars. The data has been divided into groups according to sex, period and herd. Number of dead animals found within the different periods is given * is total number missing and presumed dead.

Kjønn	Periode	Varighet(døgn)	Flokk	Antall reindøgn	Antall døde
Halsklaver					
Hannkalver	7.aug-20.nov 1997	104		16744	38*
Hokalver	7.aug-20.nov 1997	104		19344	22*
Totalt halskalver				36088	60*
Dødsvarselsendere					
Hannkalver	7.juni-31.aug 1998	86		4761	8(11)
	1.sept-20.nov 1998	81		3093	0
	21.nov-4.mai 1998/99	164	Flokk 1	3262	4
			Flokk 2	1280	0
Hokalver	7.juni-31.aug 1998	86		6500	(5)
	1.sept-20.nov 1998	81		5401	0
	21.nov-4.mai 1998/99	164	Flokk 1	11481	10
			Flokk 2	7153	2
Radiosendere/dødsvarselsendere					
Voksne simler	8.mai 1997-4.mai 1999	726		14277	2
				57208	30(34)

Tabell 5.2. Dødeligheten i delundersøkelsene i perioden 1997-1999 er fordelt på rovdyr og ukjente/andre årsaker samt beregnet tap pr. 30 dager for **a)** kalver med halsklaver, **b)** kalver med dødsvarselsendere og **c)** simler med radiosendere/dødsvarselsendere innen Hjertind reinbeitedistrikt. Mortality divided between different studies from 1997-1999 due to predators and unknown/other causes and calculated loss pr. 30 days for **a)** calves with collars, **b)** calves with mortality transmitters and **c)** adult females with radiotransmitters/mortality transmitters within the Hjertind reindeer herding area.

Dødelighet hele perioden						
Periode	Dager	Reindøgn	Andre/ukjente årsaker %	Rovdyr %	Sum %	Tap pr. 30 dager (mnd) %
	n	n	n	n	n	
a) kalver med halsklaver						
Som/høst	104	36088			15,9 (60*) (12,1-19,5)	4,6 (3,5-5,6)
b) kalver med dødsvarselsendere						
Sommer	86	11261	2,9 (4)	8,6 (12)	11,5 (16)	4,0
Høst	81	8494	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0
Vinter	164	23176	2,7 (4)	8,0 (12)	10,7 (16)	2,0
Året	331	42931	5,2 (8) (2,2-9,2)	15,7 (24) (10,4-22,4)	20,9 (32) (14,9-28,3)	1,9 (1,4-2,6)
c) simler med radiosendere/dødsvarselsendere						
2 år	726	14277	4,8 (1) (0,0-14,7)	4,8 (1) (0,0-14,7)	10,7 (2) (0,0-21,5)	0,4 (0,0-0,9)

Tabell 5.3. Dødelighet gjennom vinterperioden (21.11.98-04.05.99) fordelt på rovdyr og andre/ukjente årsaker og beregnet pr. 30 dager for kalver (n=153) innen Hjertind reinbeitedistrikt (dødsvarselsendere). – Mortality of reindeer calves (n=153) through the winter period (1.11.98-04.05.99) and pr. 30 days within the Hjertind reindeer herding area (mortality transmitters).

Dødelighet hele perioden						
Periode	Dager	Reindøgn	Andre/ukjente årsaker %	Rovdyr %	Sum %	Tap pr. 30 dager (mnd) %
	n	n	n	n	n	
Flokk 1	164	14743	3,1 (3)	11,3 (11)	14,4 (14)	2,6 (1,3-3,9)
Flokk 2	164	8433	1,9 (1)	1,9 (1)	3,8 (2)	0,7 (0,0-1,6)

Forskjellige vinterbeiter

Innenfor distriktet ble reinsflokken delt i 2 adskilte flokker foran vinterbeitesesongen. Dette fordi distriktet fikk mulighet til å beite i Fagerfjell/Andsfjell området i løpet av vinteren (se **figur 3.1**), men det var satt et maksimum antall dyr innenfor området på 300. For at området kunne utnyttes måtte flokken deles i to der den ene delen brukte de "tradisjonelle" vinterbeiteområdene rundt Istind og ved fremre enden av Altevatn og den andre fikk bruke Fagerfjell/Andsfjell området. (**tabell 5.3**). Tapene i disse områdene i perioden var på henholdsvis 14,4% og 3,8% gjennom vinteren.

5.3.2 Tapsårsaker

Totalt ble det funnet 32 døde reinsdyrkalver ved hjelp av dødsvarselsendere. Ingen ble funnet på høsten. Av disse tilfellene forårsaket rovdyr 75% (n=24) av tapene og kun 3% (n=1) skyldes naturlig avgang (drukning), mens 22% (n=7) forble uoppklart (**figur 5.1**).

Av den registrerte dødeligheten som skyldtes rovdyr var 55% (n=13) gaupe, 8% (n=2) jerv, 4% (n=1) ørn. I de resterende 33% (n=8) av tilfellene var det på grunn av kadaverets tilstand eller manglende kadaver ikke mulig å avgjøre annet enn at kalven var drept av ukjent rovdyr.

Gaupa var den største skadegjøreren både om sommeren og om vinteren (**figur 5.2, figur 5.3**).

Foruten kalver drept av rovdyr fant vi en kalv som hadde druknet om sommeren, mens ingen kalver som var døde av andre årsaker enn rovdyr ble funnet på vinteren.

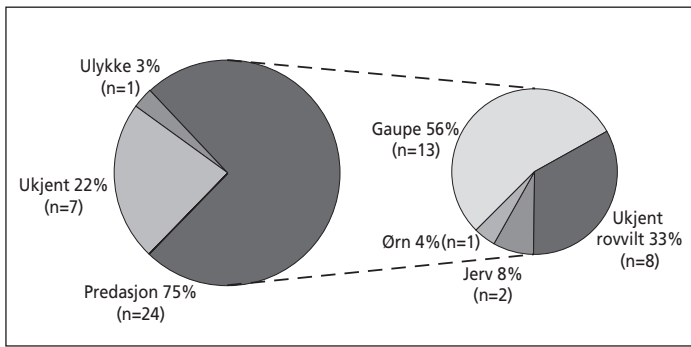
For 22% (n=7) av den totale dødeligheten var det ikke mulig å påvise dødsårsak. I alle tilfeller skyldtes dette kadaverets tilstand. Ingen av disse ble funnet før minimum ti dager etter at de døde. Kadaverene var kraftig nedbrutt, og det var stort sett bare bein og hårrester igjen.

Ved å anta at de ukjente tapsårsakene har den samme fordelingen som de kjente kategoriene, kan den ukjente kategorien fordeles på disse. Predasjonen utgjør 96%±30% (95% konfidensintervall) og ulykke utgjør 4%±6,9% (95% konfidensintervall).

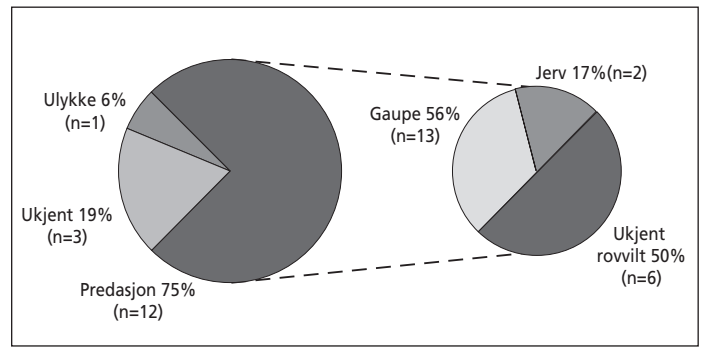
5.3.3 Fordeling av tapene etter kjønn og vekt om våren.

Kjønnsforskjeller i tapene hos kalvene

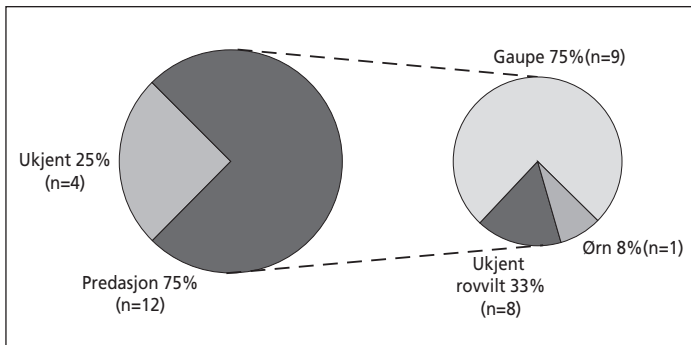
I undersøkelsen med dødsvarselsenderne hadde hannkalvenes større dødelighet pr. 30 dager enn hokalvene med henholdsvis 2,8% og 1,6% (**tabell 5.4**). Det ble funnet



Figur 5.1 Tapsårsaker kalver med dødsvarselsendere gjennom hele året. Dødelighet som skyldes predasjon er spesifisert nærmere i henhold til årsak. – Mortality causes for reindeer calves with mortality transmitters through the year with mortality due to predation is specified according to the predator responsible.



Figur 5.2 Tapsårsaker kalver med dødsvarselsendere sommer og høst (07.06.98 – 20.11.98). Dødelighet som skyldes predasjon er spesifisert nærmere i henhold til årsak. – Mortality causes for reindeer calves with mortality transmitters summer and fall (07.06.98 – 20.11.98) Mortality due to predation is specified according to the predator responsible.



Figur 5.3 Tapsårsaker kalver med dødsvarselsendere om vinteren (21.11.98 – 04.05.99). Dødelighet som skyldes predasjon er spesifisert nærmere i henhold til årsak. – Mortality causes for reindeer calves with mortality transmitters through the winter (21.11.98 – 04.05.99). Mortality due to predation is specified according to the predator responsible.

større dødelighet for hannkalvene sammenlignet med hokalver for alle delperiodene der det ble registrert dødelighet, men forskjellene er minst gjennom vinteren der dødeligheten pr. 30 dager var henholdsvis 2,5% og 1,8%. Forskjeller mellom hann- og hokalvenes dødelighet pr. 30 dager fant vi også i undersøkelsen der vi brukte halsklaver. Her var dødeligheten pr. 30 dager på henholdsvis 6,1% og 3,2% for hann- og hokalvene (**tabell 5.4**).

Fordeling av tapet av hannkalver og hunnkalver for kalver merket med halsklaver og dødsvarselsendere gjennom sommerperioden viste at hannkalver var signifikant mer utsatt for å bli drept enn hunnkalver ($\chi^2=9,33$, $df=1$, $p=0,002$, $n=541$). Når tapsfordelingen mellom kjønnene undersøkes for vinterperioden var det ikke signifikant målbar forskjell ($p > 0,05$, $n=153$).

Tabell 5.4. Dødelighet som skyldes rovdyr og andre/ukente årsaker beregnet for 30 dager adskilt for hann- og hokalver innen Hjørtind reinbeitedistrikt. – Recorded Mortality due to predators and other/unknown causes and calculated for every 30 days specified for male and female calves within the Hjørtind reindeer herding area.

Dødelighet hele perioden

Periode	Dager n	Reindøgn n	Andre/ukjente årsaker % n	Rovdyr % n	Sum % n	Tap pr. 30 dager (mnd) %
a) hannkalver med dødsvarselsendere						
Sommer	86	4761	1,6 (1)	14,9 (9)	16,5 (10)	5,8
Høst	81	3093	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0
Vinter	164	4542	3,3 (1)	10,1 (3)	13,4 (4)	2,5
Året	331	12396	4,5 (2) (0,0-10,5)	26,8 (12) (13,9-39,7)	31,2 (14) (16,3-43,4)	2,8 (1,5-3,9)
b) hokalver med dødsvarselsendere						
Sommer	86	6500	3,8 (3)	3,8 (3)	7,6 (6)	2,7
Høst	81	5401	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0 (0)	0,0
Vinter	164	18634	2,5 (3)	7,5 (9)	10,0 (12)	1,8
Året	331	30535	5,9 (6) (1,3-10,5)	11,8 (12) (5,6-18,1)	17,7 (18) (10,0-24,8)	1,6 (0,9-2,2)
c) hannkalver med halsklaver						
Som/høst	104	16744			21,0 (38) (14,9-26,8)	6,1 (4,3-7,7)
d) hokalver med halsklaver						
Som/høst	104	19344			11,2 (22) (6,7-15,5)	3,2 (1,9-4,5)

Vekt om våren

Vektfordelingen hos de kalvene som ble funnet døde om sommeren skilte seg ikke signifikant fra vektfordelingen hos de levende kalvene ($p>0.05$) når vi sammenlignet vårvekter. Det samme gjaldt vektfordelingen om vinteren.

5.3.4 Tidsmessig fordeling av tapene

Det ble ikke funnet døde kalver i løpet av høstperioden, mens det ble funnet like mange i løpet av sommerperioden som vinter perioden ($n=16$). Om sommeren skjedde 63% av tapene i løpet av juni måned, 31% i løpet av juli og 6% i august måned. Gjennom vinteren ble 38% av kadaverne funnet i januar. Foruten dette ble kadaverne funnet jevnt fordelt utover hele perioden (**tabell 5.5, tabell 5.6**).

5.3.5 Simlevekt og kalveproduksjon

Av toårige simler var det 30 av 43 som fikk kalv våren 1998 og de som fikk fram kalv var i gjennomsnitt 4.2 kg tyngre som 1½ åringer høsten 1997 enn de som ikke produserte kalv ($x=55.3$, $se=1.09$ vs. $=59.6$, $se=1.13$, $t=2.28$, $df=41$, $p=0.028$, **figur 5.4**). Som forventet hadde 2 årige simler som ikke produserte kalv en høyere vektøkning fra 1½ til 2½ års alderen (høsten 1997 til høsten 1998) ($x=18.2$, $se=1.82$ vs. $=10.5$, $se=1.98$, $t=2.37$, $df=41$, $p=0.022$, **figur 5.5**).

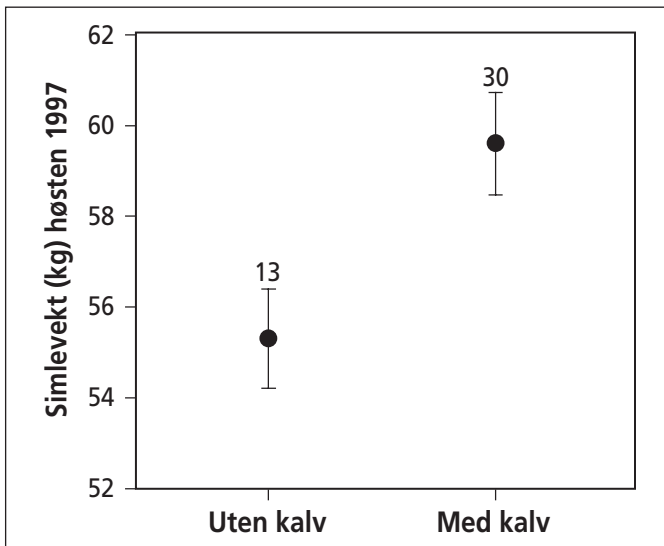
De simlene som var tyngst høsten 1997 hadde de tyngste kalvene i juni 1998 da kalvene ble merket og veid i juni ($F_{1,126}=27.4$, $P<0.0001$, **figur 5.6**). Simlenes alder så derimot ikke ut til å ha noen innvirkning på kalvens vekt etter

Tabell 5.5. Dødelighet med 95 % konfidensintervall hos kalv totalt samt for hannkalver og hokalver separat i periodene a) 7. juni – 20. november 1998 (dødsvarselsendere), b) 21. november 1998 – 4. mai 1999 (dødsvarselsendere) og c) begge periodene sammen. M er mortalitet og n er antall døde i hver gruppe. – Mortality with a 95% confidence intervall for all the calves and separately for male and female calves for the periods a) 7th of June – 20th of November 1998 (mortality transmitters), b) 21st of November 1998 – 4th of May 1999 (mortality transmitters) and c) both periods combined. M is mortality and n is the number of dead within each group.

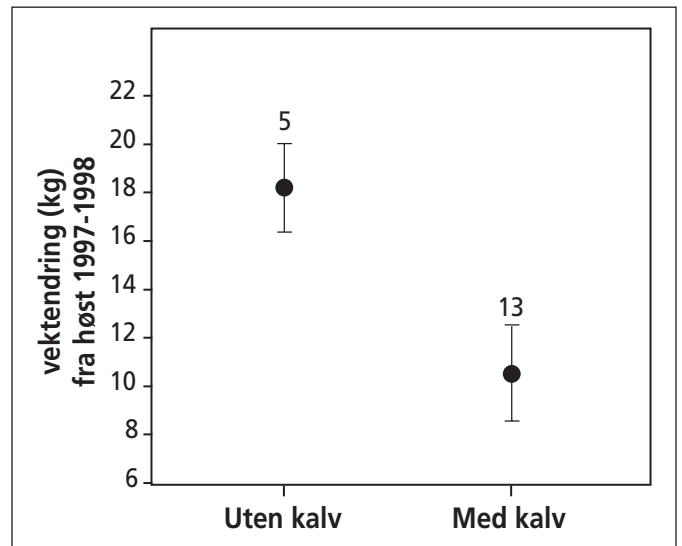
a) Sommer		Total		Hanner		Hunner	
Dødsårsak	M (n) 95 %	M (n)	95 %	M (n)	95 %		
Gaupe	3,2% (4)	0,1-6,2%	5,8% (3)	0,0-12,1%	1,4% (1)		0,0-4,0%
Jerv	1,6% (2)	0,0-3,8%	3,8% (2)	0,0-9,1%	0,0% (0)		0,0-0,0%
Ukjent rovdyr	4,8% (6)	0,0-8,5%	7,7% (4)	0,5-14,9%	2,7% (2)		0,0-6,4%
Drukning	0,8% (1)	0,0-2,3%	0,0% (0)	0,0-0,0%	1,4% (1)		0,0-4,0%
Ukjent	2,4% (3)	0,0-5,0%	1,9% (1)	0,0-5,6%	2,7% (2)		0,0-6,4%
Sum	12,8% (16)		19,2% (10)		8,2% (6)		
b) Vinter		Total		Hanner		Hunner	
Gaupe	6,0% (9)	2,2-9,8%	10,1% (3)	0,0-20,9%	5,0% (6)		1,1-8,9%
Ørn	0,7% (1)	0,0-2,0%	0,0% (0)	0,0-0,0%	0,8% (1)		0,0-2,5%
Ukjent rovdyr	1,3% (2)	0,0-3,2%	0,0% (0)	0,0-0,0%	1,7% (2)		0,0-4,0%
Ukjent	2,7% (4)	0,1-5,3%	3,4% (1)	0,0-9,8%	2,5% (3)		0,0-5,3%
Sum	10,7% (16)		13,5% (4)		10,0% (12)		
c) Hele året		Total		Hanner		Hunner	
Gaupe	8,9% (13)	4,2-13,5%	13,4% (6)	3,4-23,3%	6,9% (7)		2,0-11,8%
Jerv	1,4% (2)	0,0-3,2%	4,5% (2)	0,0-10,5%	0,0% (0)		0,0-0,0%
Ørn	0,7% (1)	0,0-2,0%	0,0% (0)	0,0-0,0%	1,0% (1)		0,0-2,9%
Ukjent rovdyr	5,5% (8)	1,8-9,1%	8,9% (4)	0,6-17,2%	3,9% (4)		0,2-7,7%
Drukning	0,7% (1)	0,0-2,0%	0,0% (0)	0,0-0,0%	1,0% (1)		0,0-2,9%
Ukjent	4,8% (7)	1,3-8,2%	4,5% (2)	0,0-10,5%	4,9% (5)		0,7-9,1%
Sum	22,0% (32)		31,3% (14)		16,7% (18)		

Tabell 5.6. Fordeling av dødsårsaker funnet ved obduksjon av kadaver med dødsvarselsendere i perioden 7. juni 1998 – 4. mai 1999. – Distribution of mortality causes determined by autopsy of carcasses with mortality transmitters through the period from the 7th of June – 4th of May.

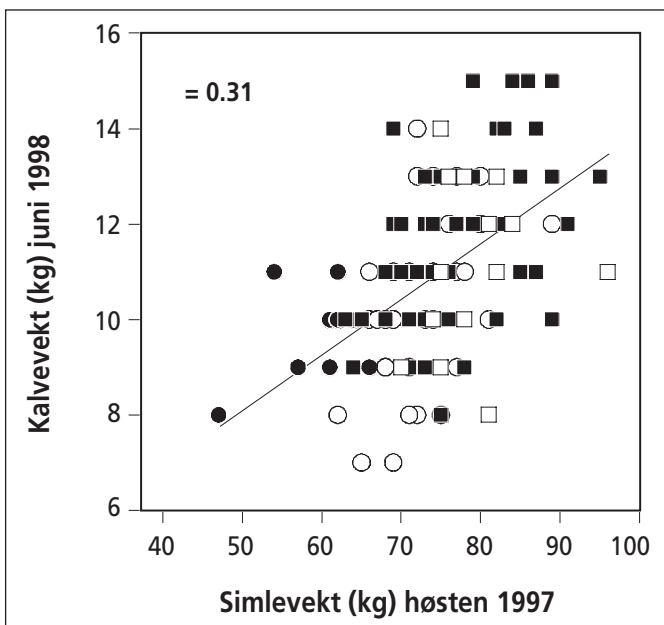
Måned	Gaupe	Jerv	Ørn	Ukjent rovdyr	Drukning	Ukjent	Totalt
Juni	3	2	0	4	0	1	10
Juli	1	0	0	1	1	2	5
August	0	0	0	1	0	0	1
September	0	0	0	0	0	0	0
Oktober	0	0	0	0	0	0	0
November	2	0	0	0	0	0	2
Desember	2	0	0	0	0	0	2
Januar	3	0	0	2	0	1	6
Februar	1	0	0	0	0	1	2
Mars	1	0	1	0	0	1	3
April	0	0	0	0	0	1	1
Mai	0	0	0	0	0	0	0



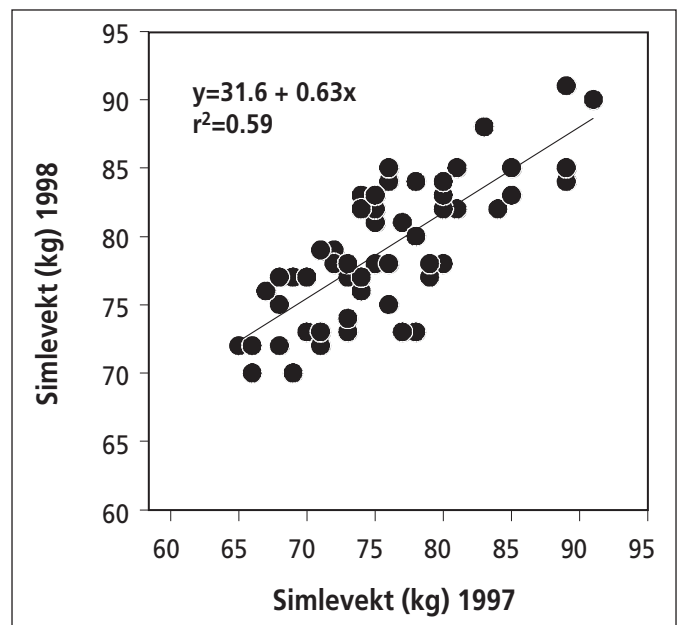
Figur 5.4. Vekt høsten 1997 hos 1½-årlige simler med og uten kalv i 1998 som 2-åring. – The 1997 autumn weight of 1½-year females with and without a calf at foot in 1998 as 2-year olds.



Figur 5.5. Vektøkning hos simler med og uten kalv fra 1½- til 2½-års alder (høsten 1997 til høsten 1998). – Weight increase of females with and without a calf at foot from 1½- to 2½-year olds (fall of 1997 to the fall of 1998).



Figur 5.6 Sammenhengen mellom simlens vekt om høsten og kalvens vekt om våren. – The relationship between the adult females weight in the fall and the weight of her calf in the spring.



Figur 5.7 Sammenheng mellom simlevekter høsten 1997 og høsten 1998. – The relationship between the weight of the female reindeer in the fall of 1997 and the fall of 1998.

korrigerer for effekt av kroppsmasse ($F_{1,126}=1.81$, $p=0.15$). Det var ingen sammenheng mellom kalvens vekt om høsten 1998 og simlens vekt den foregående høsten ($r^2=0.02$, $n=38$, $p=0.36$).

5.3.6 Repeterbarhet i simlevekt

Det var en nøye sammenheng mellom simlens vekt høsten 1997 og høsten 1998 ($r^2=0.65$, $n=106$, $p<0.0001$, **figur 5.7**). Dette innebærer at de simlene som var tyngst høsten 1997 også var tyngst høsten 1998. Dette resultatet kan

naturligvis til en stor grad skyldes at det er en sammenheng mellom simlens alder og vekt. En kovariansanalyse bekreftet at simler som var tre år og eldre var tyngre enn toårige simler ($F_{2,60}=3.53$, $P=0.036$), og videre at det var en nøye sammenheng mellom simlens vekt høsten 1997 og 1998 ($F_{1,69}=45.11$, $p<0.0001$) etter at effekten av alder var fjernet. Det var imidlertid en signifikant interaksjon mellom alder og vekt ($F_{2,60}=3.45$, $p=0.034$).

5.4 Diskusjon

5.4.1 Datainnsamling

Før kalving vil simlene vanligvis trekke vekk fra flokken og søke tilflukt i høytliggende og karrig fjellterreng for å skjule kalven (Skogland 1992). Simlene i denne undersøkelsen kalvet i hegn. I samsvar med teorien om at predatorer generelt tilbringer mest tid i områder med høy bytedyrtetthet (Begon et al. 1996), kan dette ha medført økning i antall predatorer i området rundt hegnet denne tida. Simlene ble sluppet i skogsterreng umiddelbart etter at merkingen var over. Beiteforholdene var gode i lavlandet, og dette kan ha medført at simlene oppholdt seg lavere i terrenget tidlig i beitesesongen enn det de ville ha gjort dersom de hadde født på kalvingslandet. Dette kan ha medført større tap først i perioden etter de ble sluppet ut av innhegningen.

Tap som direkte skyldtes bruk av dødvvarselsendere eller merkemethodikk ble ikke påvist. Dette er funnet i en rekke andre undersøkelser (Hearn et al. 1990, Roffe 1993, Fancy & Whitten 1991, Adams et al. 1995, Whitten et al. 1992, Chetkiewicz & Renecker 1994). Noen hevder at bruk av radiohalsbånd på kalv vil øke dødeligheten gjennom økt predasjonsrisiko (White et al. 1972, Garrott et al. 1985). Dødeligheten beregnet ved bruk av dødvvarselsendere er lavere enn beregnet ut fra antall kalv født, og det ser derfor ikke ut som om senderne i vår undersøkelse har medført økt dødelighet. Bjärvall et al. (1990) mener at kalver merket med sendere kan være vanskeligere å ta for rovdyr, fordi en godt synlig sender vil gjøre predatorer usikker. Da vi ikke hadde fullstendig oversikt over antall merkede kalver hadde vi ikke mulighet til å undersøke eventuelle effekter av dette.

Dødvvarselsendere egner seg ikke på de minste kalvene (Heggberget 1998). Gauthier & Theberge (1985) fant at 69 % av kalvene i en caribouflokk døde i løpet av de første 4 ukene etter fødselen. I en undersøkelse gjort på cariboukalv i Alaska, påviste Whitten et al. (1992) at dødeligheten var høyest i de første 48 timene etter kalving. Det samme er også funnet hos kalv av hvithalehjort *Odocoileus virginianus* (Ozoga & Clute 1988). Det har i tidligere år blitt registrert tap av kalv kort tid etter kalving som skyldes kongeørn i distriktet. I enkelte år er det sannsynlig at reinskalver kan ha betydning som byttedyr for enkelte kongeørner (Karlsen 1978). Da kalvene i vår undersøkelse ble sluppet på beite først 2-3 uker etter kalving, er tapet til kongeørn muligens redusert eller forhindret. Vi har til gjengjeld dokumentert tap som skyldes kongeørn om vinteren.

På tross av stor innsats var det vanskelig å hele tida ha full oversikt over studieområdet til enhver tid. Varierende værforhold, spesielt om vinteren, gjorde det vanskelig å følge opp området godt nok til enhver tid. Både om sommeren og vinteren forsvant kadaverne etter kort tid enten på grunn av nedbrytning og/eller på grunn av årsetere.

Gjennom sommeren var det enda vanskeligere da mange sendere ble mistet og mye tid ble brukt på å lete opp disse. På grunn av dette ble noen av kadaverne funnet etter at de var for nedbrutte til å fastslå dødsårsak og dødstidspunkt.

Etter at alle simlene var samlet i innhegning for å kalve, måtte 20-30 individer slippes ut fordi de ikke tok til seg næring. Disse kalvet utenfor innhegning og kalvene ble derfor ikke tatt med i merkingen. Utvalget i undersøkelsen trenger dermed ikke være helt representativt for reinflokken.

5.4.2 Dødelighet hos reinsdyrkalver og simler

Resultatene bygger på et begrenset datamateriale. Dette gjelder både antall kadaverfunn og forholdsvis små endringer i datagrunnlaget kan derfor ha stor innvirkning på resultatene. Dette må tas med i betraktningen ved tolkningen.

Fra august til slaktingen i november i 1997 ble det registrert 15,9% dødelighet blant kalvene (ved bruk av hal-sklaiver). Ved bruk av dødvvarselsendere ble det ikke funnet døde dyr i den samme perioden det påfølgende året. Dette har med stor sannsynlighet sammenheng med den funksjonssvikten vi opplevde i dødvvarselsenderne, men noe av forskjellen, om ikke alt, kan skyldes variasjonen i predasjon mellom år.

Gauthier & Theberge (1985) fant en dødelighet blant cariboukalver i Yukon på 56 % fra kalving til brunstperioden. I en undersøkelse gjort av Eloranta & Nieminen (1986) døde 35% av alle tamreinkalver mellom fødsel og høstslakting. Bjärvall et al. 1990 påviste et gjennomsnittlig tap hos tamreinkalv for perioden mai-juni på bare 6 %. Kalvedødeligheten varierer mellom områder og fra år til år, men en oversikt over 18 studier av kalvetap hos caribou og tamrein viser at dødeligheten vanligvis ligger på over 30 % fra fødsel til sommer/høst (**appendix 2**).

Predasjon utgjorde 75 % av den totale mortaliteten. I en undersøkelse gjennomført i Canada ble det funnet en predasjonsrelatert dødelighet av total dødelighet på 71 % i kalvenes fire første levemåneder (Bergerud & Page 1987). I seks lignende undersøkelser utført på caribou- og tamreinkalv i Alaska, Canada og Nord-Sverige varierte dødelighet forårsaket av rovdyr mellom 32 og 90 % (Miller et al. 1988, Whitten et al. 1992, Chetkiewicz & Renecker 1994, Adams et al. 1995, Bjärvall et al. 1990, Miller & Broughton 1974). Sett i forhold til de nevnte undersøkelsene er en rovdyr dødelighet på 75 % normalt. En oppsummering av studier på dødelighet hos neonatale hjortedyr i den tempererte sone utført av Linnell et al. 1995, viser at gjennomsnittlig dødelighet er 47 % (68 studier). Av dette skyldes 67 % predasjon. Mortalitetens rater i vår undersøkelse er lavere enn det som tidligere er påvist hos tamrein (**appendix 2**), men har en predasjon-

sandel (75 %) som ligger noe høyere enn gjennomsnittet for hjortedyr generelt.

Basert på opplysninger om antall fødte kalv våren 1998 og antall kalv ved høstsamling 1998 gitt av reieierne selv er det beregnet en tapsprosent. Denne tapsprosenten ble funnet å være 23% og er over 10 % høyere enn den som ble funnet ved bruk av dødvvarselsendere. Samlingen av dyr er i begge tilfellene, i henhold til reieierne selv, oppgitt å være svært god. Det er derfor sannsynlig at tap av sendere har ført til en underestimering av dødeligheten. Mange av senderne som ikke ble funnet (n=88) og ikke er med i beregningen av tapsprosenten ved bruk av dødvvarselsendere, kan ha sittet på dyr som døde. Det må også tas med i betraktningen at de to utregningsmetodene ikke er direkte sammenlignbare. Det ble ikke påvist tap før merking. Forskjellen kan således ikke skyldes manglende registrering av tidligtap hos de radiomerkede kalvene.

5.4.3 Tapsårsaker

Gaupa var den viktigste tapsårsaken i undersøkelsen. Fire kalver er med sikkerhet drept av gaupe. Dette utgjør 25 % av den totale dødeligheten, det vil si 33 % av rovdyr tapet. Dette er et minimumstall da det i seks (50 %) av predasjonstilfellene ikke var mulig å avgjøre med sikkerhet hvilken art som hadde drept kalven. I to av disse tilfellene ble det funnet strupebitt på kadaveret, noe som er typisk for gaupa (Sørensen & Kvam 1984, Landa 1999). Ved å bruke Kjelvik et al. (1998) sine tall for kalvetap i perioden august-desember 1995, finner man et gaupetap på 52 % av total dødelighet. I en undersøkelse fra Newfoundland drepte gaupa 65 % av alle cariboukalver første året (Bergerud 1971). Gaupa stod for 6,5 % av det totale kalvetapet i en finsk undersøkelse av rovdyr tap innenfor tamreinnæringen (Nieminen & Leppäluoto 1988). De store forskjellene viser at rein har ulik betydning som byttedyr for gaupe innenfor ulike områder. En undersøkelse av gaupas spisevaner i Norge (Birkeland & Myrberget 1980) viste at rein er et av de viktigste byttedyrene. Rester av rein ble funnet i til sammen 31 % av 146 undersøkte gaupemager.

Reinen er jervens viktigste byttedyr innenfor Fennoskandia (Björvall et al. 1990). Utbredelsen er sammenfallende med reinens utbredelse (Landa et al. 1997). I Björvall et al. 1990 sin undersøkelse fra Jåkkåkaska stod jerven for 54 % av den totale rovdryrdødeligheten. Jerven drepte med sikkerhet to av kalvene i vår undersøkelse. Dette utgjør 13 % av den totale dødeligheten eller 17 % av rovdyr tapet. Begge ble tatt i løpet av juni måned. Jerven kan i tillegg ha drept en eller flere av de seks kalvene som ble klassifisert som drept av ukjent rovwilt. Dette er usikkert da jerven enten dreper reinen selv eller den spiser kadaver nedlagt av andre rovdyr (Björvall et al. 1990). Haglund (1966) påviste at jerven ofte fulgte etter gaupa vinterstid, sannsynligvis for å finne kadaver nedlagt av gaupa. Fem av syv gaupe-

drepte reinskadaver vinteren 1998 i denne undersøkelsen ble utnyttet av jerv (Landa et al., upubliserte data).

Det ble påvist ett dødsfall i form av ulykke i undersøkelsen. En kalv ble funnet druknet i et myrhull. Dette utgjorde 6 % av den totale dødeligheten og ser ut til å stemme overens med andre undersøkelser som er gjort. Whitten et al. (1992) fant en gjennomsnittlig ulykkesrelatert dødelighet hos cariboukalv på 6 % for tre etterfølgende juni måneder. Chetkiewicz & Renecker (1994) påviste en dødelighet forårsaket av ulykker på 5 % hos tamreinkalv i Alaska gjennom to sommersesonger. Det er stor variasjon i hvilke ulykkestyper som er fremtredende. Kjelvik et al. (1998) fant at fall utfor stup, snøskred og fall ned i bergsprekker var nest vanligste dødsårsak for rein på helårsbasis. For kalv utgjorde ulykkene bare 7 % av den totale dødeligheten. I Kjelvik et al. (1998) sin undersøkelse ble det ikke påvist drukningsulykker. Det er påvist stor dødelighet blant caribou som følge av drukning i elver i Canada (Skoog 1968).

Hos Kjelvik et al. (1998) utgjorde kategorien ukjent 14 % av total dødelighet. Det var problemer med å bestemme dødsårsak fordi kadaverene var nedbrutte. Vi fant sju kadaver som vi av samme grunn ikke fikk bestemt dødsårsak for. Dette utgjorde 22 % av den totale dødeligheten. Disse ble plassert i kategorien ukjent dødsårsak, og det var tegn til rovdyraktivitet ved ett av dem.

5.4.4 Tidsmessig og geografisk fordeling av tap

Alle dokumenterte tapsfunn ble gjort i sommerperioden (14. juni - 31. august). Tapene var størst i juni og avtok frem til august til tross for at bare 17 dager av juni var med i undersøkelsen. Tapsmønsteret stemmer overens med det Linnell et al. 1995 fant ved gjennomgang av 68 studier på ungulater i områder med rovdyr. Dødeligheten var konsentrert i de to første levemånedene og avtok så utover sensommeren og høsten.

Det ble ikke påvist tap i høstperioden (1. september - 20. november), mens tap i perioden 4. august til 20. november 1997 er beregnet til 15,9 %. Det er en tendens i de registrerte simleposisjonene til at dyrene har flyttet seg fra den nordlige delen av sommerbeitet til den sørlige i løpet av sommeren/høsten. Samtlige kadaver, inkludert to som ikke var merket, ble funnet i den nordlige delen. Lavere rovdryrvirksomhet i den sørlige delen av området, der ei radiomerket jervtispe døde i forbindelse med merking, kan forklare denne fordelingen. Kjelvik et al. (1998) fant en tapstopp i september i forbindelse med at reinen trekker ned i skogen på leting etter sopp. At en slik topp ikke er funnet hos oss forsterker mistanken om lavere rovdyraktivitet i den sørlige delen av området.

Denne undersøkelsen er utført på tamrein. Det er påvist at tamrein er mindre sky enn villrein (Svela 1998). Det er

mulig at den tidsmessige fordelingen av tapet delvis kan forklares ved at reinen var mindre sky etter oppholdet i innhegning enn senere i undersøkelsesperioden. Dette kan ha gjort det lettere for predatorer å komme innpå simla og kalven tidlig i sesongen uten å bli oppdaget.

5.4.5 Tapsfordeling etter kjønn og vekt om våren

Tapene blant hannkalver var signifikant større enn blant hunnkalver. Tidligere undersøkelser har vist at fordelingen ved kalving er jevn eller har en svak overvekt av hannkalv, men at denne forskyves i hunnkalvenes favør ettersom kalvene vokser (Bergerud 1971, Skoog 1968). Kellsall (1968) fant at det var høyere mortalitet hos hannkalver enn hos hunnkalver blant tundra-caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*). I Bjärvall et al. (1990) sin undersøkelse ble det funnet en overvekt av dødelighet hos hannkalv i ett undersøkelsesområde i 1983. Her var 12 av 13 døde kalver hanner. For undersøkelsen som helhet (1982-86) ble det ikke påvist noen forskjell i dødelighet mellom kjønnene. Miller et al. (1988) fant ingen forskjell i dødelighet hos hann- og hunnkalv i en undersøkelse gjennomført på nyfødte cariboukalver gjennom tre sesonger. Adferdsstudier av kalv tyder på at hannkalvenes adferd kan bidra til at de gjennom høyere aktivitet og nysgjerrighet eksponerer seg mer overfor predatorer enn hunnkalvene gjør (Kellsall 1968, Bergerud 1980, kap. 6). Dette kan forklare hvorfor det ser ut som om hannene er mer utsatt for predasjon enn hunnkalvene.

Det var ingen forskjell i vekt mellom drepte og ikke drepte kalver. Undersøkelsen til Bjärvall et al. (1990) fra Nord-Sverige påviste en vektmessig seleksjon både hos hann- og hunnkalver. Kalvene som ble tatt var lettere enn normalverdien for merkede kalver. Det ble også påvist at gaupa selekterte på hunnkalver. Dette tolkes slik at hunnkalvenes lavere vekt gjør disse enklere å ta for gaupa til tross for at hannkalvene normalt er mer utsatte. Kjelvik et al. (1998) fant også at gaupa selekterte på de letteste kalvene. Kalvene i undersøkelsen til Kjelvik et al. (1998) ble ikke merket før i august og var derfor større enn kalvene i vår undersøkelse. Dette tyder på at gaupa bare er selektiv etter at kalvene har nådd en viss størrelse. Dette stemmer overens med Temple (1987) som hevder at dersom bytedyret er mye større enn rovdyret, så vil rovdyret selektere på lette og svake individer. En rekke andre studier underbygger denne påstanden (Schaller 1967, Kruuk 1972, Mech 1970, Hornocker 1970, Eaton 1974).

5.4.6 Simlevekt og produksjon

Toårige simler som ikke produserte kalv hadde en lavere vekt enn dem som produserte kalv. Til gjengjeld hadde 2 årige simler som produserte kalv en mindre vektøkning fra 1- til 2- års alderen (høsten 1997 til høsten 1998). Dette er som forventet ut i fra livshistorieteori. En rekke studier har

vist at dyr må nå en minimumsvekt før de er i stand til å produsere avkom fordi reproduksjon er en energikrevende aktivitet som tapper foreldrene for ressurser som de ellers kan bruke til egen vekst eller vektøkning (se Stearns 1992, Roff 1992). Toåringer som produserte kalv hadde en gjennomsnittlig vektøkning på 10,5 kg mens de som ikke fikk kalv som toåringer hadde en gjennomsnittlig vektøkning på 18,2 kg fra 1½ til 2½ års alderen (høsten 1997 til høsten 1998).

Som forventet produserte de tyngste simlene også de tyngste kalvene (se oppsummering i Stearns 1992, Roff 1992). Dette resultatet er i samsvar med en rekke studier som viser at de tyngste hunnene produserer de tyngste kalvene (se for eksempel Lenvik & Aune 1988, Lenvik et al. 1988, Keech et al. 2000, Tveraa et al. 2000).

For simler som var tre år og eldre var det en nøye sammenheng mellom deres vekt høsten 1997 og 1998. Våre resultater tyder på at det ikke eksisterer en slik sammenheng for 2 årige simler, men for disse var utvalgsstørrelsen svært begrenset.

Ettersom vi har dokumentert en positiv sammenheng mellom simlenes vekt om høsten og deres sannsynlighet for å produsere kalv og også kalvenes vekt, kan det være viktig for å bruke høstvekt som et kriterium for velge ut slaktedyr versus avlsdyr. Hvilket utvalg en gjør ved slaktingen er avgjørende for den langsiktige utviklingen i bestanden. For eksempel har eksperimentelle studier vist at selektivt uttak av de største individene avler frem individer som produserer mindre avkom, reproducerer ved en tidligere alder og som når en mindre størrelse ved voksen (Reznick et al. 1990). Det vil derfor lønne seg å basere avlen på de individene som er best til å leve opp og produsere gode kalver. Kalvens fødselsvekt blir høyere dersom simlenes vekt og kondisjon er god (Lenvik & Aune 1988), mens hunner som starter reproduksjonen tidlig og/eller som vokser opp under ugunstige miljøbetingelser vil mest sannsynlig produsere kalver av lav kvalitet.

6 Betydning for tap til rovdyr I - Forskjeller i adferd mellom kjønnene hos unge kalver og betydningen av dette.

6.1 Innledning

Fra en gjennomgang av litteratur om dødsårsaker hos kløvdyr, konkluderte Clutton-Brock et al. (1982) med at det er en overvekt av dødelighet hos hanner blant ett- og to års gamle individer, men fant ingen sikre bevis for det samme hos kalvene. Senere studier har gitt lignende resultater. Imidlertid, når det er funnet en forskjell, er det nesten alltid flest hanner som dør (Linnell et al. 1995). Selv om enkelte studier har undersøkt dette hos reinsdyr, finner de fleste ingen kjønnsforskjeller (Björvall et al. 1990, Adams et al. 1995, Kjelvik et al. 1998), men noen studier antyder at hannkalver er mest utsatt (Skoog 1968, Kelsall 1968, Bergerud 1971, Mahoney et al. 1990). I studier av reinsdyr og andre kløvdyr der hannkalvene er funnet å være mest utsatt for å bli drept av rovdyr, har det blitt antydnet å være knyttet til kjønnsavhengige forskjeller i adferd (Bergerud 1971, Jackson et al. 1972, Aanes & Andersen 1996).

Reinsdyrkalver har en karakteristisk "følge etter" strategi rett etter fødsel. I mangel av skjul i fjell og tundralandskaper er reinens lange vandringer blant annet forklart som en strategi for å unngå rovdyr (Espmark 1971, Bergerud 1974, Lent 1974). Mødrene kan forsvare kalven alene, men sjansene for å oppdage rovdyr er større for simleflokker. Kalvens risiko for å bli tatt av rowilt er derfor mindre i store flokker (Pulliam & Caraco 1984, Dehn 1990). Ved å holde seg tett ved mora og skjule seg i flokken kan altså kalven redusere sannsynligheten for å bli drept av rovdyr (jfr. Estes & Estes 1979). Reinsdyrkalver som beveger seg langt fra mora og som viser stor aktivitet i ytterkant av flokken reduserer morens mulighet til å forsvare kalven. De ulike rovdyrene benytter seg av forskjellige jaktstrategier, men vi antar at avstanden fra mora og aktivitetsnivå er knyttet til hvor utsatt en kalv er for å bli drept, uavhengig av hvilken rovdyr det gjelder.

Det er antatt at hannkalver viser adferd som gjør dem mer utsatt for rovdyr enn simle kalvene (Lent 1974, Bon & Campan 1996). Mens hunnkalvene er bundet til fostringsflokkene hele livet, følger hannkalvene fostringsflokkene i bare 1,5-2 år. Båndet mellom simla og kalven blir brutt når hannkalvene følger de voksne hannene når disse går til egne flokker utover vinteren (Espmark 1971). Resultatet blir at fostringsflokkene og bukkflokkene bruker ulike habitat. Dette er vanlig hos reinsdyr og andre nordlige kløvdyr (Jakimchuk et al. 1987, Skogland 1989, Main & Coblentz 1990). Kjønnsspesifikke avvik i kalvenes adferd vil derfor etter all sannsynlighet påvirke hvor sårbar kalven er for predasjon tidlig i livet og kan derfor forårsake forskjeller i dødelighet mellom kjønnene.

Målet med denne undersøkelsen er derfor å undersøke kjønnsavhengige forskjeller i mellom simlene og deres kalver (< 6 måneder). Vi har konsentrert oss om to adferds kriterier; (a) avstanden mellom mor og kalv og (b) aktivitetsnivået hos kalvene. Vi forventer å finne at; (a) hannkalver er lengre unna sine mødre enn hunnkalver, (b) hannkalver er mer aktive enn hunnkalver; (c) forskjellen mellom kjønnene i mor-kalv forholdet øker over tid.

6.2 Metode

6.2.1 Feltobservasjoner

Simler og kalver ble observert i perioden 17. august til 13. oktober 1997 og 9. juni til 5. juli 1998. Studiet ble utført i sommerbeiteområdet til Hjertind reinbeitedistrikt (se **figur 3.1**). Observasjonene skjedde ved hjelp av kikkert (8x40) og teleskop (15-45x60). Mor og kalv ble identifisert ved å undersøke flokken for tegn til typiske mor-kalv tilhørighet som at kalven diet eller fulgte tett etter simla. En konsekvens av dette er at kun dyr i aktivitet ble identifisert og liggende simler og deres kalver ikke ble undersøkt. Registreringene (øyeblikkelig sampling, jfr. Martin & Bateson 1993) begynte innen et minutt etter et mor/kalv par ble lokalisert. En fullstendig registrering av et par tok 10,5 minutter der adferdsdata ble registrert hvert 30. sekund. Dette gav 21 registreringer for hvert mor-kalv par.

Ved å anta at simla er ca. 2m fra nesespissen til halen kunne vi vurdere avstanden mellom kalv og simle uavhengig av observasjonsavstand. På grunn av forskjeller i aktivitet, habitat, vær og andre faktorer kan påvirke den individuelle adferden (Elgar 1989), ble 15 valgte variabler registrert. Aktivitet ble målt i 9 ulike kategorier og registrert for både simle og kalv gjennom hele registreringsperioden. Disse kategoriene var beiting, gåing, ligging, observering, løping, diing, lekning, drøvtygging samt én kategori for andre uspesifiserte aktiviteter. Kalvens farge samt flokkstørrelse ble registrert for hver ny observasjon. Vi registrerte også kalvens posisjon i flokken på en skala fra 1 til 5; i midten (1), i mellomområdet (2 eller 3), utkant (4) eller at simle og kalv ikke var med i en flokk (5). Mor og kalv ble klassifisert som alene dersom avstanden til en flokk med mer enn to dyr var over 100 meter. Vær inkluderte nedbør (regn, regnbyger, duskregn, skodde, snø og ingen), skydekke (%), vindhastighet (rolig og lett, moderat og frisk bris) samt temperatur (°C). Vegetasjonstype-registrering inkluderte habitatkategori som skog, myr, lyng og rabbe, skog og tetthet i undervegetasjonen. Terrengets helning, observasjonsavstand, tid på døgnet, dato og år ble også registrert. Alle variablene listet ovenfor kan påvirke avstanden mellom simla og kalven og det ble derfor undersøkt om disse faktorene påvirket våre observasjoner.

6.2.2 Dataanalyser

Siden lokalisering av par med simle og kalv var avhengig av en tett kontakt mellom de to, vil dette påvirke måling av avstanden mellom simla og kalven. Feilen som et resultat av registreringsmetode er antatt å være tilstede så lenge det er en positiv signifikant sammenheng mellom mor-kalvavstand og varigheten av observasjonen. Derfor har vi testet for å finne tidspunktet i registreringssekvensen når denne metodiske feilen opphører. Ettersom denne feilen bare var tilstede de første 2,5 minuttene (dvs. på de fem første registreringene) utelot vi disse målingene fra de videre analysene. Mor-kalvavstand ble funnet ved å beregne den gjennomsnittlige avstanden mellom simle og kalv for de gjestående 8 minutter som ga et uavhengig registreringspunkt for hvert simle-kalv par. Variasjonen (s^2) for disse 8 minutter ble definert som et mål for aktivitetsnivået til den respektive kalven. Det var essensielt å kontrollere for effekten av mor-kalvavstand i dette estimatet, da høye verdier av gjennomsnittlig avstand automatisk vil gi større variasjon.

De avhengige variablene mor-kalvavstanden og aktivitetsnivå ble \log_{10} transformert for å oppnå en homogen varians i kjønnsgruppene og tilnærming til en normalfordeling. Variabler som avvek fra normalfordelingen ble testet ved bruk av ikke-parametriske tester. Avstand mellom simle og kalv samt aktivitetsnivå ble inkludert som avhengige variabler. Kovariater som ikke var signifikante ble suksessivt fjernet fra modellene sammens med interaksjonsvariabler som ikke var signifikante.

For hvert uavhengig samplingsekvens, ble andelen av de ulike aktivitetene brukt som mål for hver aktivitetstype (Martin & Bateson 1993).

Statistikkprogrammet StatSoft® "Statistica 5.1" ble brukt i alle analyser og hvor p-verdier < 0.05 er vurdert som statistisk signifikant.

6.3 Resultater

Til sammen 277 mor-kalvregistreringer ble gjennomført, 200 i 1997 og 77 i 1998. I 1997 og 1998 ble henholdsvis 13 og 3 par registrert mer enn en gang. For å tilfredsstille forutsetningen om uavhengige data, benyttet vi gjennomsnittet i de tilfeller hvor de var utført gjentatte reg-

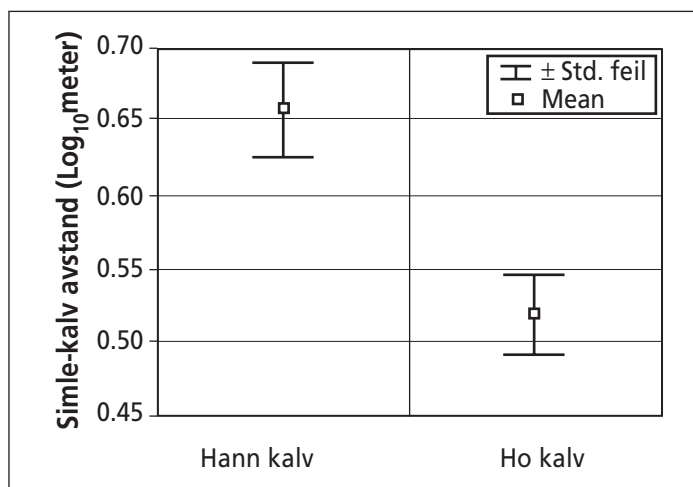
istreringer av samme simle og kalve. Dette reduserte det totale antall registreringer til 251 (122 hannkalver, 125 hunnkalver og 14 observasjoner hvor kjønn ikke ble identifisert).

6.3.1 Forskjeller mellom kjønnene i simle - kalv avstand

Ved å kontrollere for effekten av terrengtype, skogtetthet og flokkstørrelse, ble det funnet at hannkalvene var signifikant lengre unna mødrene enn hunnkalvene ($F_{1,222}=12.538$, $p<0.001$) (**figur 6.1**). Avstanden mellom mor og kalv var påvirket av helning i terrenget, skogtetthet og flokkstørrelse ($F_{3,222}=8.983$, $R^2=0.108$, $p<0.001$) (**tabell 6.1**).

Verken vær, kalvens farge, kalvens posisjon i flokken eller år påvirket avstanden mellom simle og kalv (alle p-verdier > 0.05).

Etter at effekten av kalvens kjønn ($F_{1,216}=11.590$, $p<0.001$) og flokkstørrelse var korrigert for ($F_{1,216}=9.179$, $R^2=0.041$, $p=0.003$), var det fortsatt et signifikant effekt av habitattype ($F_{3,216}=2.951$, $p=0.034$) på avstanden mellom mor og kalv. Det var imidlertid kunn signifikant forskjell mellom skogsområder og myrområder, hvor kalvene var nærmest sine mødre i skog (Tukey HSD post-hoc test: $p=0.036$) (**figur 6.2**).



Figur 6.1. ANCOVA model for observert avstand mellom mor og kalv, med gjennomsnitt verdier for hann- og hokalv. - ANCOVA-model for observed distance between mother and calf, with mean values for male and female calves.

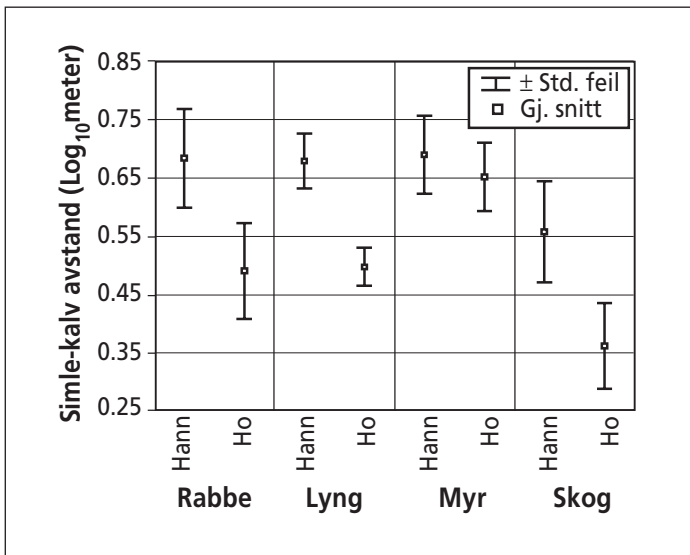
Tabell 6.1. Kovariablene og deres bidrag til å forklare mor-kalv avstand i en ANCOVA model, når det kontrolleres for effektene av andre kovariabler og kjønn. - The covariates partial contribution explaining mother-calf proximity in an ANCOVA-model, when controlling for the effects of other covariates and gender.

Variabler inkludert som kovariabler	B	SE	beta	t(df=222)	p-level
Terreng helling	-0,037	0,011	-0,210	-3,297	0,001
Skog tetthet	-0,083	0,029	-0,184	-2,881	0,004
Flokkstørrelse (Log ₁₀)	-0,118	0,035	-0,215	-3,365	0,001

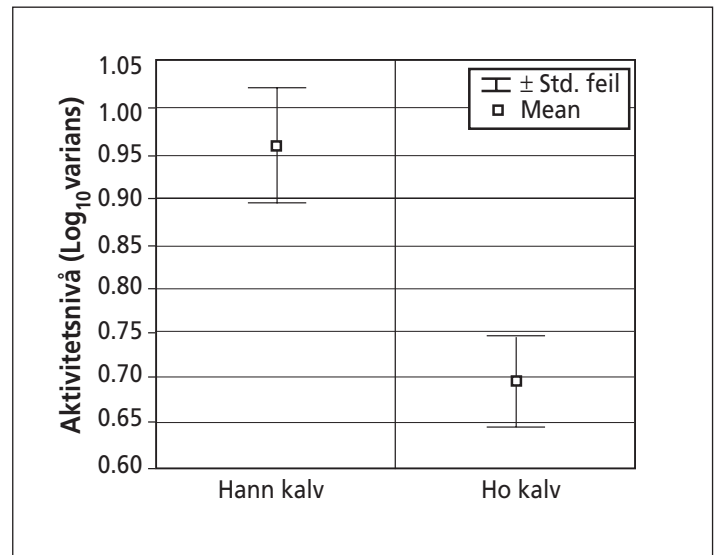
B = rå regresjons-koeffisient

SE = standard feil av B

beta = standardiserte regresjons-koeffisient (beta-koeffisient)



Figur 6.2. Gjennomsnittlig mor-kalv avstand (\log_{10} (meter)) for hann- og hokalver i rabbe-, lyng-, myr- og skogshabitat. - The average mother-calf distance (\log_{10} (meter)) for male and female calves within ridge-, heather-, swamp- and forest habitats.



Figur 6.3. ANCOVA-modell for aktivitetsnivå, med gjennomsnitt for hann- og hokalver. - Centrifugal behaviour ANCOVA-model, with mean for male and female calves.

Tabell 6.2. Kovariablene forklaringsfaktor for aktivitetsnivå i ANCOVA-modellen, når kontrollert for effekter av andre kovariabler og kjønn. - The covariates partial contribution explaining activity level in the ANCOVA-model, when controlled for the effect of other covariates and gender.

Variabler inkludert som kovariabler	B	SE	beta	t(df=222)	p-level
Mor-kalv avstand (\log_{10})	1.554	0.078	0.806	19.875	< 0.001
Skydekke	-0.040	0.019	-0.087	-2.141	0.033

B = rå regresjons-koeffisient

SE = standard feil av B

beta = standardiserte regresjons-koeffisient (beta-koeffisient)

6.3.2 Forskjeller mellom kjønnene i aktivitetsnivå

Det var ingen forskjell i aktivitetsnivå mellom hunn- og hannkalver ($F_{1,213}=0.189$, $p=0.664$) (**figur 6.3**) etter at effekten av mor-kalvavstand og skydekke var korrigert for (**tabell 6.2**)

Verken år, habitat, kalvens farge eller posisjon i flokken hadde noen innvirkning på aktivitetsnivået (alle p-verdier > 0.1), men nedbør hadde en marginal effekt ($F_{3,226}=2.637$, $p>0.050$).

6.3.3 Forskjeller i aktivitets mønster

Hannkalver viste en høyere aktivitetsfrekvens av gåing og leking enn hunnkalvene, men det var ingen signifikante kjønnsforskjeller for andre aktiviteter (**tabell 6.3a**, neste side). Det var heller ingen signifikante forskjeller i aktivitets mønstre mellom verken simle med hannkalver eller simler med hokalver (**tabell 6.3b**, neste side).

Parvis sammenligning ble gjort for å teste om kalvens aktivitetsmønster varierte fra moras aktivitetsmønster i de to mest dominerende aktivitetstypene. Hannkalvene beitet mindre, men gikk oftere enn sine mødre (**tabell 6.4a**, neste side). Det var ingen forskjeller mellom hunnkalvene og mødrene deres (**tabell 6.4b**, neste side).

6.3.4 Utvikling av mor-kalv forholdet over tid

Avstanden mellom mor og kalv økte utover i sesongen ($F_{1,225}=5.984$, $r^2=0.035$, $p=0.015$). Denne sammenhengen var imidlertid relativt svak og effekten forsvant når vi testen kjønnene hver for seg (hanner: $F_{1,104}=3.758$, $r^2=0.035$, $p=0.055$, hunner: $F_{1,119}=2.962$, $r^2=0.024$, $p=0.088$). I løpet av den først måned av feltperioden ble imidlertid to hannkalver observert å ha en mye større avstand til mora enn forventet fra den lineære regresjonsmodellen (standard residual verdi 2,84 og 3,26). Ved å behandle disse observasjonene som uteliggere og dermed at de ble fjernet fra modellen, blir den positive lineære sammenhengen signifikant for hannkalver ($F_{1,102}=8.061$, $r^2=0.073$, $p=0.006$). Det ble ikke funnet noen kjønns spesifikk forskjell i utviklingen av mor-kalv avstand over tid, verken med ($F_{1,223}=0.076$, $p=0.783$) eller uten ($F_{1,221}=0.722$, $p=0.396$) uteliggere i modellen.

Tabell 6.3. Tosidige Mann-Whitney U tester av forskjeller i andeler aktiviteter for a) mellom kalvekjønnene b) mellom mødre av hannkalver og mødre av hokalver. Prosentvis andel for respektive aktivitetstyper er presentert for å illustrere relative forskjeller. – Two-tailed Mann Whitney U tests of differences in the proportions of activities for a) between calf gender and b) between mothers of male calf and mothers of female calf. Prosentage time for respective activities are presented to illustrate relative differences.

a) Prosentvis fordeling av aktivitet			Mann-Whitney U test		
Kalveaktivitet Calf activity	Hannkalv Male calf (n=102)	Hunnkalv Female calf (n=120)	U	Z-adj.	p-level
Beiting	72.45	75.22	5330.00	-1.662	0.097
Gåing	16.86	13.17	5171.50	2.035	0.042*
Ligging	5.64	7.67	5889.50	-0.729	0.466
Observering	2.15	2.22	6100.50	-0.058	0.954
Løping	0.51	0.91	6064.50	-0.276	0.782
Diing	1.11	0.48	5760.00	2.687	0.007*
Andre	0.33	0.28	6083.50	0.237	0.813
*signifikant forskjell					
b) Prosentvis fordeling av aktivitet			Mann-Whitney U test		
Moraktivitet Mother activity	Mor til hannkalv Mother male calves (n=102)	Mor til hunnkalv Mother female calves (n=120)	U	Z-adj.	p-level
Beiting	77.70	75.22	5205.50	-1.929	0.054
Gåing	15.00	11.96	5217.50	1.947	0.052
Ligging	1.35	2.10	6118.50	0.007	0.994
Observering	4.40	3.85	6041.00	-0.222	0.824
Løping	0.56	0.56	5964.50	0.832	0.405
Diing	0.47	0.30	5937.00	0.857	0.392
Drøvtygging	0.26	0.00	6060.00	1.085	0.278
Andre	0.26	0.48	5952.00	-0.899	0.369

Tabell 6.4. Tosidige Wilcoxon matched-pairs tester av forskjeller i andelen av aktiviteter mellom voksne simler og dens avkom for a) hannkalver og b) hokalver. Prosentvis andel (gjennomsnitt) for respektive aktivitetstyper er presentert for å illustrere relative forskjeller. – Two-tailed Wilcoxon matched-pairs tests of differences in the proportions of activities between the adult female and its offspring for a) male calves and b) female calves. Prosentage time (average) for respective activities are presented to illustrate relative differences.

a) Prosentvis fordeling av aktivitet			Wilcoxon matched-pairs test (n=102 par)		
Aktivitet	Hannkalv	Mor	T	Z	p-level
Beiting	72.45	77.70	407.00	3.333	0.001*
Gåing	16.86	15.00	301.00	2.264	0.024*
Ligging	5.64	1.35	0.00	3.296	0.001*
Observering	2.15	4.40	128.00	1.708	0.088
Løping/running	0.51	0.56	128.00		†
Diing/diegiving	1.11	0.47	0.00	2.201	0.028*
Leking	0.95	0.00	0.00	2.201	0.028*
Drøvtygging	0.00	0.26	0.00		†
Andre	0.33	0.26	17.50	0.070	0.944
b) Prosentvis fordeling av aktivitet			Wilcoxon matched-pairs test (n=120 par)		
Aktivitet	Hannkalv	Mor	T	Z	p-level
Beiting	75.22	80.74	881.00	1.784	0.074
Gåing	13.17	11.96	351.50	1.874	0.061
Ligging	7.67	2.10	36.00	2.938	0.003
Observering	2.22	3.85	72.00	2.983	0.003
Løping/running	0.91	0.56	0.00	1.604	0.109
Diing/diegiving	0.48	0.30	0.00	1.826	0.068
Leking	0.04	0.00	0.00		†
Drøvtygging	0.00	0.00	0.00		†
Andre	0.28	0.48	12.50	1.185	0.236

† p-verdi kunne ikke beregnes på grunn av for få oppnådde verdier ≠ zero

* signifikant forskjell

6.4 Diskusjon

6.4.1 Kjønnforskjeller i kalveadferd

I Hjerttind reinbeitedistrikt ble avstanden mellom simle og kalv funnet til å være større for hannkalver enn for hunnkalver. Forskjellen mellom hann og hunnkalver i det geometriske gjennomsnittet mellom simle og kalv var omkring én meter (4,55m kontra 3,30m), og det er tenkelig at denne forskjellen kan forklare hvorfor hannkalver oftere blir drept av rovdyr enn hunnkalver. Til tross for ingen kjønnsspesifikk forskjell i aktivitetsnivå, hadde hannkalver en større grad av bevegelse i sine aktiviteter enn hokalvene i form av å bruke en større del av tida til gåing og leking.

De tvetydige resultatene fra aktivitetsanalysene bringer opp spørsmål angående egnethet av vårt mål på aktivitetsnivå (varians i mor-kalvavstand). Innsamling av informasjon om total avstand beveget eller antall skritt ville muligens ha vært bedre egnet her. Resultatene indikerer likevel at sammenhengen i tid og rom mellom voksne simler og dens kalv er avhengig av kjønn til kalven. Selv om noen undersøkelser foreslår at utviklingen av kjønnforskjeller i mor-kalvavstand ikke oppstår før kalvene er over 5 måneder gamle (Kojola & Nieminen 1988), viser vår undersøkelse at en slik forskjell mellom kjønnene fremkommer allerede en måned etter fødsel. Resultatene støtter ideen om at avvikende adferd mellom kjønnene i den romlige tilknytningen mellom mor og kalv begynner tidlig, og lenge før den kjønnsavhengige oppsplitting i bruken av beitemråder som er typisk hos polygame kløvdyr (Geist 1971, Bon & Campan 1996).

6.4.2 Utvikling i den romlige avstanden mellom simler og kalver

Det var en økning i simle-kalvavstand gjennom sommeren, selv om det ikke fremkom noen forskjell mellom kjønnene. Den grunnleggende antakelsen for denne undersøkelsen er basert på at kalver blir mer utsatt for å bli tatt av rovdyr når de er aktive og dermed lettere å oppdage og når de er lengre unna mødrene sine. Når det er mange kalver som blir tatt av rovdyr vil tap gjennom sommeren medføre at det blir færre dyr (for eksempel hannkalver) tilbake til å kvantifisere forskjellen i simle-kalvavstand. Hvorfor denne sammenhengen var såpass svak i dette studiet er ikke klarlagt, men fra andre studier er det vist at faktorer som fødselstidspunkt, morens alder, status og vekt også påvirker denne sammenhengen (Clutton-Brock et al. 1982).

Hos reinsdyr er det funnet at avstanden mellom simle og kalv øker gjennom de første tre leveukene for deretter å forbli forholdsvis konstant (Espmark 1971). Et lignende mønster er funnet hos bisonkalver *Bison bison* (Green 1992a). Den mest dramatiske økningen i kalvenes uavhengighet fra mora kan derfor tilsynelatende allerede

ha skjedd da feltregistreringen i dette studiet startet. Resultatene av dette studiet er i overensstemmelse med det mønsteret av økende mor-kalvavstand over tid, og bringer dette videre ved å vise at disse nivåene er gjennomgående høyere for hannkalvene enn for hunnkalvene. Fremtidige undersøkelser av den direkte årsakssammenhengen mellom mor-kalv tilhørighet og hvor utsatt kalvene er for predasjon, bør bygge på adferdsdata fra kalver som faktisk er blitt tatt av rovdyr og kalver som har overlevd den første sommeren.

6.4.3 Adferd; kalven kontra simla

Avstanden mellom simla og kalven kan komme fra adferdsmessige responser hos kalven, simla eller begge. Kalvene kan enten utforske nye steder lengre unna mora eller la simla rusle lengre unna før den selv følger etter. Det ble ikke samlet data for å skille om det var kalven eller simla som tok initiativ i forhold til disse responsene. Det er imidlertid rapportert at simler bryr seg lite om avstanden mellom seg og avkommet når de beiter, men det forekommer at de setter i gang søk etter kalven når denne har vært ute av syne i mer enn 10-15 minutter (Espmark 1971). Hos bison er det for eksempel funnet at morens respons er av mindre betydning enn kalvens (Green 1992b). Slik uavhengig adferd av mor/avkom er også foreslått å gjelde for andre kløvdyr som lever i flokk (Estes & Estes 1979, Shackleton & Haywood 1985). I dette studiet ble det funnet at kjønn på kalven kan bidra til å avgjøre avhengigheten mellom simle og kalv fordi andelen av observasjoner av de to hovedaktivitetene (beiting og gåing) varierte mellom hannkalvene og deres mødre men ikke mellom hokalvene og deres mødre. Forskjellen i aktivitetsmønster kan tolkes som et tidlig tegn på adferd som senere vil lede til kjønns- og sosial segregering (Conradt 1998a, Ruckstuhl 1998). Uansett, mer egnede metoder enn de brukt i dette studiet bør brukes til å bestemme sammenhengen mellom aktivitetsforskjeller og sosial segregering (se Conradt 1998a, Conradt 1998b).

Dersom hannene har et større reproduksjonspotensiale enn hunnene er det forventet at moren vil bruke mer energi på å fostre opp en hannkalv enn en hunnkalv (Maynard Smith 1980). En utvidelse av denne teorien foreslår at denne skeive investeringen kan være begrenset av den høye totale innsatsen lagt ned i avkommet hos kløvdyr (Byers & Moodie 1990). Denne teorien er anvendbar for dieperioden fordi kalvene vil bli mindre utsatt for rovdyr dersom simlene investerer mest mulig energi i kalvens vekst, og dermed reduserer tidsvinduet hvor kalven har lav vekt og er mest utsatt for predasjon. Derfor bør voksne simler med kalver (uavhengig av kalvens kjønn) prioritere eget næringsopptak og følgelig produksjon av mjølk fremfor aktiviteter beregnet på å beskytte avkommet mot rovdyr. Byers & Moodie (1990) forutsigelse om at investering under dieperioden er den samme for begge kjønn, er støttet ved at simlenes vekt tap frem til avvenning er uavhengig av kalvens kjønn (Kojola 1993). I tillegg brukte

simlene med hannkalver og hokalver like mye tid til beiting i dette studiet. Ved å forutsette at innsatsen simlene legger ned (jfr. Clutton-Brock 1990) etter fødsel hovedsakelig går til produksjon av mjølk, bør forskjellene i tilknytning mellom simle og kalv skyldes kalvenes adferd og ikke forskjellig simleadferd knyttet til kalvens kjønn.

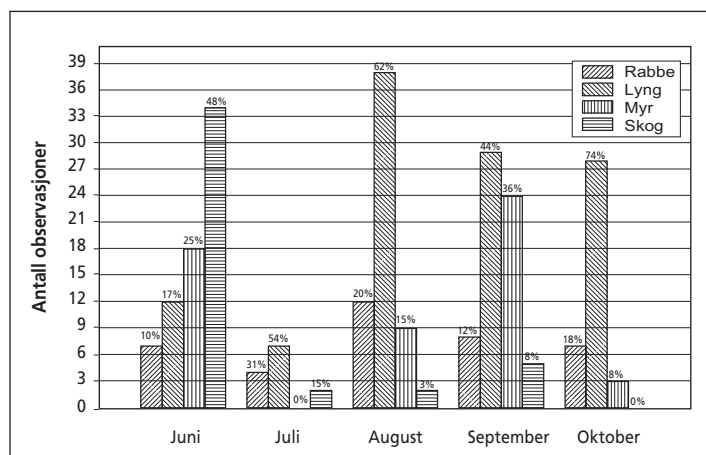
6.4.4 Andre faktorer knyttet til det romlige forholdet mellom simle og kalv

Habitat

Hos caribou er ulike adferdsmønstre under kalvingsperioden foreslått å være knyttet til forskjellige anti-rovdyr strategier. Dette kan vises ved at langt trekkende bestander i nordvest Canada samler seg i store flokker høyt i fjellene og som fysisk skiller dem fra rovdyrene. Mer stedbundne bestander sprer seg i små flokker innen skogsområdene og blir dermed mindre utsatt (Bergerud & Page 1987). Strategiene benyttet til å redusere rovdyrpresset og øke overlevelse av kalvene er forskjellig mellom skogsområdene og fjellområdene. Helle (1979) foreslo at skogsrein bør generelt ha en kortere avstand mellom simle og kalv enn fjellrein på grunn av redusert sikt og at dette kunne forklare adferdsforskjeller mellom disse reinsbestandene og deres måter å beskytte avkommet på. I dette studiet varierte avstanden mellom simle og kalv mellom ulike habitattyper og var større i åpne områder enn i skogsområder. Dette antyder at avstanden mellom simla og kalven kan være fleksibel og avhengig av habitat. Der reinen utnytter varierende habitat er anti-rovdyr strategiene til en viss grad valgfritt og hvor adferden er betinget av de forskjellige habitattyper.

Anti-rovdyr strategier foreslått av Bergerud & Page (1987), hvor redusert tap til rovdyr skjer ved å distansere seg fra og spre seg i mindre oppdagbare enheter, er basert på områder hvor en har rovdyr som ulv og bjørn i dalbotnene og i lavereliggende områder. I vårt studieområde (Hjertindområdet) kan det samme argumentet brukes ovenfor gaupe som generelt bruker de tette løv- og barskogområder (Poole et al. 1996). I midlertid, har jerven den samme utbredelsen som rein i Skandinavia (Landa et al. 1997). Dette betyr at i åpent terreng og med en økende avstand fra skoggrensa eller ved stigende høyde over havet så skal reinen teoretisk sett være mindre utsatt for angrep av gaupe, mens reinen er mer eller mindre like utsatt for å bli tatt av jerv i alle områder den benytter. Halvparten av kadaverene som ble funnet sommeren 1998 ved hjelp av dødsvarselsendere var i skogsområder og det er rimelig å anta at kalvene totalt sett er mer utsatt for rovdyrangrep i skogsområdene enn i lyngområder, myrområder og på rabber (se kapittel 7). Reduseres avstanden mellom simla og kalven som en respons på økt rovdyrfare som foreslått av Green (1992)b, er observasjonen av en kortere avstand mellom simla og kalven i tette skogsområder sammenlignet med mer åpne områder ikke uventet. Det er imidlertid grunn til å tro den relative korte avstanden observert mellom simler og kalver i skogsområder

kan skyldes metodiske feil i materialet på grunn av vanskeligheter med å registrere samplings frekvenser lengre enn avhengighetsgrensa på 3 minutter i tette vegetasjons områder. I tillegg ble de fleste av observasjonene i skogsområdene gjort tidlig i feltperioden (**figur 6.4**) mens båndet mellom simle og kalv er sterkest.



Figur 6.4. Observasjonene av mor-kalv par fordelt mellom på måned og ulike habitattyper. - Distribution of mother-calf pair observations between observation months and habitat types.

I skogsområdene var avstanden mellom simle og kalv signifikant lavere enn i myrområder (se **figur 6.2**). Selvom kalvene generelt sett var nærmere sine mødre i skogsområdene enn i de åpne områdene, skyldes dette resultatet at den gjennomsnittlige avstanden mellom simle og kalv for hannkalvene nærmet seg det samme nivået for hokalver i myrområdene, og dermed reduserte variasjonen for estimatet i myr. Myrene der reinen ble funnet lå i bunnen av vide daler over skoggrensa med en god sikt som kunne gi reinsdyrene gode muligheter til å oppdage rovdyr. Den gode sikten kan være grunnen til at kalvene beveget seg friere rundt omkring og øket den utforskende adferden og dermed øket avstanden mellom simla og kalven. Denne forklaring er bare gjeldende for hokalvene da hannene ikke var lengre unna mødrene sine i myrområdene enn i andre åpne habitat typer (på rabber og i lyngområder). Det at avstanden mellom simle og kalv ikke økte for hokalvene i myrområdene kan skyldes at det er andre faktorer enn anti-rovdyr adferd som bestemmer den øvre grense for den gjennomsnittlige avstanden mellom simle og kalv. Disse faktorene kan være knyttet til oppfostningen av kalven og sosial tilhørighet generelt. For eksempel vil lett tilgang til mat ved diing eller behovet for å utvikle sosiale ferdigheter gjennom interaksjon med andre i flokken kunne være medvirkende årsaker. Hannkalvene kan være nær denne grensa i alle åpne habitattyper og de øker derfor ikke deres avstand til mora når faren for rovdyr er redusert.

Flokkstørrelse

Den negative sammenhengen mellom flokkstørrelse og avstand mellom simle og kalv i denne undersøkelsen er i strid med det som er funnet hos bison der mor og avkom var tettere i mindre flokker enn i større flokker (Green 1992b). Green (1992)b koblet dette til det generelle mønsteret om økt fare for å bli drept av rovdyr i mindre flokker på grunn av mindre effektive anti-rovdyr strategier fordi det er færre individer å fordele risikoen på samt færre til å oppdage rovdyr. Dette er blant annet også vist hos gnu *Connochaetes taurinus* som lever i et ensartet åpent landskap (Estes & Estes 1979). Reinen i Hjerttind området utnytter et vidt spekter av habitattyper og flokkstørrelse som en anti-rovdyr strategi er sannsynligvis påvirket av kategorier som skog og topografi (Helle 1979, Skogland 1981). I dette studiet dannet reinen dobbelt så store flokker i lyngområdene som i de andre habitattypene, og disse resultatene kan være knyttet til den beskyttelsen mot rovdyr som tilbys av de ulike habitat og topografiske formasjoner. En undersøkelse av forskjeller mellom habitattyper på en finere skala enn gjennomført her, kan muligens i større detalj vise sammenhengen mellom habitattype og flokkadferd. Habitat som gir beskyttelse mot rovdyr påvirker antageligvis muligheter for korrekte observasjoner da flokkstørrelse kan være underestimert i enkelte habitater hvor sikten er dårlig. Dette bør også tas hensyn til ved tolking av resultatene.

Værforhold

Den signifikante negative sammenhengen mellom adferdaktivitetsnivå og skydekke, og den nesten signifikante effekt av nedbørstype, indikerer at værforhold kan også påvirke det romlige forholdet mellom simle og kalv. Enkelte værforhold som innebærer redusert sikt, lukt eller hørsel, for eksempel skodde og sterk vind, vil sannsynligvis påvirke reinens oppdagelse av rovdyr og dermed påvirke tilknytningen mellom simle og kalv. For eksempel er værforholdene viktige faktorer i forhold til insektplager (Walsh et al. 1992), og denne insektplagen vil påvirke adferd (Helle 1979, Skogland 1981, Walsh et al. 1992). Få observasjoner i dette studiet ble gjort i juli måned når insektplagen er størst og det er derfor usannsynlig at effektene vist av været er påvirket av insektplage.

6.5 Konklusjoner

Selv om mange faktorer er vist å påvirke tilhørigheten mellom simle og kalv ble det, som forventet, vist at kalvens kjønn var viktig for dens adferd. Basert på teoretiske vurderinger av beskyttelse mot rovdyr og flokkadferd og de kjønnsmessige forskjeller i adferd hos kalvene i denne undersøkelsen, virker det som om hannkalvene er mer utsatt for å bli drept av rovdyr enn hunnkalvene. Denne forskjellen mellom kjønn i hvor utsatt de er til rovdyr gir bakgrunnen for den skjeve mortaliteten avhengig av kjønn til tider vist tidlig i livet hos reinsdyr og andre polygame kløvdyr (se kapittel 5). Hannkalvenes forskjellige adferd fra

hunnkalvene, hvor de hadde de største avstandene til mora og benyttet mer tid til lek og gåing og dermed er lettere å oppdage og fange for rovdyr, kan forklare hvorfor hanner er mer utsatt for rovdyrtap enn hunner. Mye tyder på at det kan være en sammenheng mellom øket reproduksjonssuksess og denne adferden. Hvis ikke, burde det gjennom naturlig utvalg ikke vært noen forskjell mellom kjønnene angående disse adferdstrekkene.

7 Betydning for tap til rovdyr II - Sammenheng mellom ulike habitat og risikoen for å bli drept av rovdyr i vinterhalvåret

7.1 Innledning

Anti-predator strategier er definert som "trekk som fører til en redusert risiko for å bli drept av rovdyr hvor disse primært er utviklet for unngå å bli drept av rovdyr (Caro & Fitzgibbon 1992). Byttedyr har varierte strategier for å redusere risikoen for å bli drept av rovdyr disse inkluderer kamp, flukt, skjul samt fordeling i tid og rom som kan redusere graden av overlapp mellom rovdyr og byttedyr (Edmunds 1974). Ingen av disse er eksklusive og de fleste byttedyr bruker en kombinasjon av forsvarsmetoder som varierer med rovdyrenes strategi (Pearson 1989). For eksempel vil mange byttedyr som benytter flokkforsvar også være tilpasset rask flukt (Malcolm 1992). Anti-predator adferd er også nært tilknyttet valg og bruk av habitat (se forrige kap.). Arter tilpasset å skjule seg, løpe fra et rovdyr eller bytte område for å unngå overlapp i områdebruk, er alle avhengig av habitat (Jarman 1974). Ved denne type habitatvalg er det også viktig å ta hensyn til avveiningen mellom å unngå rovdyr og matsøk og -inntak (Bell 1991). Sammenhengen mellom habitat og faren for å bli drept av rovdyr har blitt studert i detalj hos enkelte arter, hvor predasjon er lettere å måle (for eksempel hos gråekorn (Newman & Caraco 1987)). Selv om man hos kløvdyr antar at habitatstruktur påvirker risikoen for å bli tatt av rovdyr (Focardi & Paveri-Fontana 1992, Post & Klein 1996), er det få studier som dokumenterer den reelle risikoen knyttet til habitatbruk. Gitt en sammenheng mellom habitat og anti-predator strategi, kan en forvente å finne at ungulater bruker ulikt terreng og vegetasjonstyper for å redusere sin sårbarhet ovenfor rovdyr (for eksempel Kuyt 1972, Edwards 1983, Bøving & Post 1997). I dette studiet har vi prøvd å vurdere denne graden av sårbarhet hos reinsdyr. I lys av konfliktene mellom reindrifta og rovdyrene i Nord-Norge har vi undersøkt hvilke habitattrekk som fører til økt risiko for å bli drept av rovdyr.

Selv om dokumentasjon av hvilke habitater som innebærer en risiko er begrenset, har mange studier vist at reinsdyr/caribou ikke velger habitat utelukkende ut i fra førkvalitet og kvantitet, men også på bakgrunn av hvor utsatt de er for rovdyr i ulike habitat (Bergerud & Page 1987, Edmonds 1988, Ferguson et al. 1988, Helle et al. 1990, Ouellet et al. 1996). Habitatkarakteristikker som vegetasjon og topografi kan påvirke sikt og dermed muligheten til å oppdage rovdyr og kan derfor påvirke reinsdyrenes adferd. For reinsdyr som er tilpasset arktisk og alpin tundra vil bruk av åpne habitatstyper, for eksempel de uten skog og buskvegetasjon, redusere risikoen for å bli drept av rovdyr først og fremst på grunn av de økte mulighetene til å oppdage rovdyrene på lengre avstand

(Bergerud & Page 1987, Seip 1992, Ouellet et al. 1996). Store flokker vil redusere risikoen ytterligere (Krebs & Davies 1993). Ikke desto mindre er den potensielle betydningen av anti-predator adferd tilknyttet kupert terreng (dvs.tereng med moderat sikt) best undersøkt i relasjon til reinsdyrenes valg av kalvingsområder. Mange simler er observert å bruke kupert terreng både før og etter kalving (for eksempel Bergerud et al. 1984) hvilket ser ut til å isolere dem fra rovdyr som søker etter byttedyr (Bergerud et al. 1984, Bergerud & Page 1987, Edmonds 1988). Når rovdyrene må søke over større områder er sjansene for å bli oppdaget redusert samt at reinen lettere kan unnsnippe når de først blir oppdaget (Bergerud et al. 1984, Ferguson et al. 1988).

Hvilke habitat-karakteristikker som er knyttet til hvor utsatt reinsdyrene er for å bli drept av rovdyr er vanskelig å studere. Habitat-karakteristikker som topografi påvirker også vegetasjon og snøformasjoner (Shaver et al. 1990, Hall et al. 1991) som videre påvirker avveining mellom valg av beite og risiko for å bli drept. Når det gjelder snødekke, vil dybde og hardhet påvirke både beite og bevegelsesmuligheter (Pruitt 1979, Duquette 1988, Collins & Smith 1991). Tilsynelatende medfører dette at reinen bruker snaublåste rabber og høydedrag med lite snødekke hvor beiteforholdene er gode (Adamczewski et al. 1988) og samtidig med muligheter for å unngå rovdyr (Bergerud et al. 1984).

Både gaupe og jerv er viktige predatorer på tamrein i Skandinavia (Björvall et al. 1990). Gaupa er først og fremst en solitær jeger (Haglund 1966, Bailey et al. 1986, Parker et al. 1983) som foretrekker områder med skog eller buskvegetasjon (Guggisberg 1975) i tillegg til bratt og ulendt terreng (Weigl 1993). Gaupa som er en smygjeger er avhengig av slikt habitat som kan gi den skjul til å snike seg inn på sitt byttedyr (Kruuk 1986, Sundquist & Sundquist 1989). Angrepet fra gaupa begynner vanligvis mindre enn 20 meter unna byttedyret etterfulgt av en kort forfølgelse (sjeldent mer enn 100 meter) (Haglund 1966, Björvall et al. 1990).

Jerven har typisk tilhold i lite bebygde områder hvor det er tilgang på mat gjennom hele året, men uten noe tydelig sammenheng med ulike topografi- eller vegetasjonstyper (Kelsall 1981). I Norge varierer dens leveområder fra alpin og subalpine områder til skogsområder (Landa et al. 1997, Fangel 1997) ofte sammenfallende med utbredelsen til vill- og tamrein (Pulliainen 1968, Myhre & Myrberget 1975, Magoun 1987). Jerven er ikke karakterisert som en dyktig jeger, men er først og fremst avhengig av åtsler. Følgelig har den et mer tilfeldig jaktterreng enn gaupe. På grunn av brede poter som gir stor bæreflate (Haglund 1966) er jerven allikevel i stand til å jakte på store pattedyr i dyp og løs snø eller på snø med et tynt skarelag (Haglund 1966, Landa et al. 1997). I motsetning til gaupa kan jerven karakteriseres som et "jagende" rovdyr som løper inn sitt byttedyr (Haglund 1966, Björvall et al. 1990, Landa et al. 1997). Jervens jaktadferd på rein samt dens bruk av ulike topografiske og vegetasjons-karakteristikker i tilknytning til jakt, er dårlig beskrevet. Jerven går ofte langs kanten av

stup og bratt terreng, sannsynligvis på leting etter kadaver av større dyr som er omkommet i fall og skred, men det er også antatt at den bare av og til dreper byttedyr selv i slikt terreng (Landa et al. 1995).

I områder med mer enn en rovdyrart og hvor rovdyrene har ulike jaktstrategier blir reinsdyrenes bruk av terrenget i sammenheng med risiko for å bli drept av rovdyr mer kompleks. Men på bakgrunn av vår kunnskap om gaupa og jervens jaktadferd kan en utlede noen generelle prediksjoner om hvor utsatt reinen er i forhold til terreng og vegetasjons trekk i vinterbeiteområdene. Rein drept av gaupe vil med større sannsynlighet være knyttet til spesielle terreng (for eksempel i skog, eller ulendt terreng) enn det som er forventet for jerv. Sjansen for å bli drept bør derfor øke etterhvert som en nærmer seg terreng hvor gaupa foretrekker å jakte. I teorien bør reinen ha størst sjanse for å unngå bli drept i terreng med god sikt (Ouellet et al. 1996) både for gaupe og jerv.

Dette studiet er utformet for å bestemme hvorvidt rein i vinterbeiteområder blir drept på steder med spesifikke terreng og vegetasjons trekk. Dette blir undersøkt ved å sammenligne reinsdyrenes bruk av definerte habitat-karakteristikker med steder der reinsdyr er dokumentert drept av jerv eller gaupe. På bakgrunn av reinsdyrenes anti-predator adferd diskutert i tidligere studier (for eksempel Bergerud et al. 1984, Helle et al. 1990) valgte vi følgende habitat-karakteristikker; kuperhet i terrenget, avstand til skoggrense, tilstedeværelse av vegetasjon og en indeks for sikt. Hovedhypotesen er at reinsdyrene oftest blir drept i terreng med karakteristikker som skiller seg fra terrenget hvor de ut fra sin anti-predator strategi foretrekker å oppholde seg.

7.2 Metode

7.2.1 Studieområdet

Gjennom feltperioden var antageligvis en jerv tilstede i Istind-Klettenområdet under hele studieperioden, mens to jerver brukte Altevatnsområdet (se **figur 3.1**) og minst én av disse hadde fast tilhold i området. Spor etter minst ei gaupe ble observert i hvert område i perioden og det ble gjort flere visuelle observasjoner av gaupe.

7.2.2 Lokaliseringen av reinsdyrene og de drepte reinene

De radiomerkede simlene (20) ble lokalisert to ganger innenfor et døgn og én gang per uke fra desember 1997 til april 1998, hvilket ga grunnlaget for datamaterialet om reinsdyrenes bruk av ulike habitattyper. Hvert dyr ble lokalisert omkring 50 ganger i løpet av feltperioden. For å unngå avhengighet i dataene ble alle registreringer fra hver simle slått sammen for å få en gjennomsnittlig verdi for bruk av habitatvariablene for hvert enkelt individ.

Reinsdyr drept i tidsrommet 1993-1996 (gamle kadaver) og de vi fant i feltperioden (nye kadaver) dannet grunnlaget for opplysningene om habitat for de rovdrepte reinsdyrene. Opplysninger om posisjonen (UTM) til de gamle kadaverne, registrert av Fylkesmannens Miljøvern-avdelingen i Troms, gjorde det mulig å lokalisere disse stedene ved hjelp av GPS. Vi benyttet kun opplysninger om kadaver innen det aktuelle vinterbeiteområdet og kun posisjonen til kadaver dokumentert drept av jerv eller gaupe. Habitatdata fra de gamle kadaverne ble samlet inn i den samme måneden av det året de ble drept tidligere år. De fleste nye kadaverne ble funnet av reingjeterne ved hjelp av økt aktivitet av ravn og ved å følge spor etter jerv eller gaupe. Dødsårsaken ble fastslått ved en undersøkelse av kadaveret (Landa 1999). I feltperioden ble 11 kadaver funnet, 2 i Istind-Klettenområdet og 9 i området ved Altevatn. Alle fra drept av gaupe. Av totalt 26 gamle kadaver, alle fra Istind-Klettenområdet, var 7 drept av jerv og 19 av gaupe.

Habitatvariabler (terreng-karakteristikker) som er antatt å påvirke reinens sannsynlighet for å bli drept av rovvilt (Bergerud & Page 1987, Edmonds 1988, Helle et al. 1990) ble registrert for alle posisjoner (både kadaver og beitende dyr). Disse variablene inkluderte minimum sikt, en indeks for hvor kupert terrenget var, høyde over havet, avstand til tregrensa, skogdekke, buskvegetasjon og terrengets hellingsretning. Minimum sikt ble definert som den korteste avstanden fra det levende eller døde reinsdyret til nærmeste hindring som sperret sikten i uvilkarlig retning. Indeksen for kuperhet i terrenget (TRI), ble brukt som et mål på ujevnheter i terrenget der høye verdier betyr et meget ulendt terreng (Beasom et al. 1983, Olesen 1990, Nellemann & Thomsen 1994). TRI ble funnet ved at posisjonene for de levende og døde reinsdyrene ble plottet inn på et 1:50000 topografisk kart med 20 meter ekvidistanse. Følgende formel ble brukt til å beregne indeksen: $TRI = (TNF * TNC) / (TNF + TNC)$, der TNF tilsvare antall fluktuasjoner (opp og ned) og TNC er antall høydekurver langs en transekt, plassert langs retningen med flest fluktuasjoner og med senter i posisjonen (Nellemann & Thomsen 1994). Høyde over havet ble registrert ved hver posisjon ved hjelp av topografiske kart. Avstand til tregrensen ble registrert kun for posisjonene ovenfor skogbandet og målt som avstanden (m) fra posisjonen til nærmeste skogkant. Forekomster av store steiner (>50cm i diameter), skog- og buskvegetasjon ble registrert som forekommende – ikke forekommende for alle lokaliteter. Hellingsretning ble registrert i 8 retninger, men kun analysert i to kategorier, nord og sør.

7.2.3 Statistiske analyser

Dataanalysene ble utført ved bruk av logistisk regresjon. Regresjonsmodellene ble estimert ved generelle lineære modeller i programmet GLIM4 (Francis et al. 1994). Signifikansnivået ble satt til $p < 0,05$ i alle analyser. Teststatistikken brukt var endring i avvik (Δ), som er tilnærmet

chi²-fordelt. Ved å sammenligne habitatkarakteristikk ved posisjonene til levende reinsdyr og ved posisjonene hvor kadaver ble funnet, ble sannsynligheten for å finne et levende reinsdyr estimert for de ulike habitatvariablene. Dette sannsynlighetsestimatet ble så brukt som et indirekte mål på predasjonsrisikoen for reinsdyr relatert til bruken av de ulike habitat-karakteristikkene hvor disse refereres som å ha en effekt på sjansen for å bli drept. Analysene ble utført i tre ulike grupper; en for reinsdyr drept av jerv (Istind) og to for reinsdyr drept av gaupe (Istind og Altevatt). Habitat-karakteristikkene i de tre gruppene ble så sammenlignet med ulike habitat-karakteristikker funnet for beitende rein i hvert delområde. Datasettet inneholdt for få observasjoner for å bruke alle variabler i en modell, derfor ble effekten av hver variabel først analysert separat. De variablene som hadde en signifikant effekt på den avhengige variabelen ble inkludert, mens de variablene som ikke var signifikante ble utelatt i de videre analysene. Til slutt inkluderte vi alle variablene parvis i modellen for å kontrollere for effektene de kan ha på hverandre og vurdere eventuelle interaksjoner mellom dem.

Siden flokken beitet i to delområder gjennom vinteren, ble habitat-karakteristikkene i "levende simple lokaliteter" sammenlignet mellom de to områdene ved å bruke Wilcoxon Matched Pair Test i Statistica (Statsoft®). Posisjonene i disse to områdene varierte i karakteristikk for terreng og vegetasjon (**tabell 7.1**), noe som indikerer forskjeller mellom de to områder muligens relatert til adferd, topografi eller vegetasjons-karakteristikk, eller en kombinasjon av disse. Siden tilgjengeligheten av de ulike habitat-karakteristikker ikke er analysert i dette studiet, ble områdene behandlet hver for seg og ikke sammenlignet i de videre statistiske analysene. På grunn av forskjellene i bruk av terrenget og vegetasjons-karakteristikker og fordi gamle og nye kadaver var adskilt områdemessig, ble separate tester for hvert område ansett som den beste tilnærmingen. Ingen justeringer av signifikansnivået ble gjort i de "multiple" sammenligningene, da dette øker muligheten av å overse viktige mønstre (Rothman 1990). Dersom ikke annet er oppgitt er verdiene gitt som gjennomsnitt \pm 1 SE.

Tabell 7.1. Sammenligning av beitende reindyrers bruk av ulike habitatkarakteristikker i de to delområdene (Wilcoxon Matched Pair test). * Angir signifikante verdier, $p < 0,05$. $n=20$. Comparison of the use of habitat characteristics by live reindeer in the two study areas using Wilcoxon Matched Pair test. (* Denotes significant values, $p < 0,05$). $n=20$.

Variabler	Z	p-value
Minimum sikt	3.9	<0.0009*
Indeks for terrengets ujevnhet (TRI)	3.2	<0.001*
Høyde over havet	3.4	<0.0006*
Avstand fra skogbandet	3.9	<0.0002*
Forekoms av blokkstein	2.8	<0.006*
Forekoms av skog	1.1	0.3
Forekomst av buskvegetasjon	1.4	0.2
Terrengets helningsretning	0.9	0.4

7.3 Resultater

7.3.1 Sammenligning av ulike karakteristikker for habitat hos beitende reinsdyr og de som var drept av gaupe (Istind og Altevatt)

Altevatt

I Altevattområdet viste minimum sikt, forekomst av skog, forekomst av buskvegetasjon, avstand til skoggrensa, forekomst av steinblokker og terrengets hellingsretning å ha en signifikant betydning i forhold til risikoen for å bli drept av gaupe (**tabell 7.2**). I dette området ble alle levende reinsdyr lokalisert i terreng med lengre sikt (74 ± 6 m) enn i lokalitetene der gaupa hadde drept reinsdyr (34 ± 4 m). Nesten alle posisjonene til beitende reinsdyr var utenfor skogområder og områder med buskvegetasjon, mens områdene hvor det var registrert at gaupe hadde drept rein var tilnærmet likt fordelt mellom innen- og utenfor disse områdene. Posisjonene der levende reinsdyr ble lokalisert var gjennomsnittlig lengre (1100 ± 102 m) fra skogkanten enn hvor de drepte reinsdyrene ble funnet (500 ± 280 m). Mens kun 7% av posisjonene til de levende reinsdyrene ble lokalisert i terreng med store steinblokker var andelen av kadaverposisjoner i denne type terreng 22%. Reinsdyrene ble lokalisert like ofte i nord som sørvendte hellinger, mens de fleste (89%) kadavre ble funnet sørlige hellinger. Terreng kuperthet (TRI) og høyde over havet var de eneste variablene som ikke hadde innflytelse på risikoen for å bli drept av jerv eller gaupe i dette området.

I den "multivariable" modellen for gaupepredasjon i Altevattområdet hadde kun to variabler uavhengige effekter. Disse variablene var minimum sikt og forekomst av skog og disse medførte de største endringer i variasjon i modellen. Avstand fra skogbandet, forekomst av steinblokker, forekomst av buskvegetasjon og terrengets hellingsretning hadde ikke uavhengige effekter (**tabell 7.3**). Resultater fra Altevattområdet viste at økende sikt minsker risikoen for å bli drept av gaupe. Risikoen avtok mest mellom 40 og 60 meter (**figur 7.1**). Forekomst av skog var negativt korrelert med sannsynligheten for å finne reinsdyr i live.

Istind-Kletten

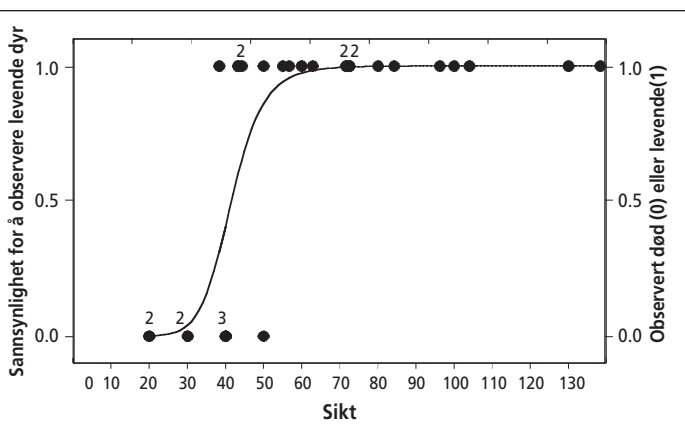
I Istind-Klettenområdet fant vi at minimum sikt, forekomst av skog og buskvegetasjon og kupertheten i terrenget hadde en signifikant effekt på reinsdyrenes risiko for å bli drept av gaupe (**tabell 7.2**). Posisjonene til de levende reinsdyrene ble lokalisert i områder med lengre minimumssikt enn på steder hvor kadaver var funnet selv om gjennomsnittverdiene var mindre her enn i Altevattområdet (henholdsvis 25 ± 3 m og 15 ± 3 m). Levende reinsdyr ble også funnet utenfor områder med

Tabell 7.2. Sammenligning av habitatvariabler mellom beitende reinsdyr og steder hvor drepte dyr var blitt funnet. (* Angir signifikante verdier, p<0,05). (1) kadaver drept av gaupe, (w) kadaver drept av jerv. (p=p verdi, ΔD=endring i variasjon) – Comparison of habitat variables between live reindeer and carcass locations in both study areas. (* Denotes significant values, p<0.05). (1)=carcasses killed by lynx, (w)=carcasses killed by wolverine. (p=p value, ΔD=change in deviance)

	Minimum sikt	Terreng ujevnhets indeks (TRI)	Høyde over havet	Avstand til skoggrense	Forekomst av blokkstein	Forekomst av skog	Forekomst av busk vegetasjon	Helnings retning	Delområde
ΔD	20.39	5.9	1.9	7.20	5.02	5.79	5.29	7.3	Altevatn (l)
n	2.8	27	28	28	29	29	29	28	
P	<0.00001*	0.21	0.9	<0.006*	0.04*	<0.0002*	<0.0002*	0.02*	
ΔD	9.6	6.7	2.9	0.2	1.5	12.77	4.76	0.54	Istind (l)
n	36	37	37	37	36	39	39	39	
P	<0.003*	<0.01*	0.09	0.7	0.2	<0.0005*	0.03*	0.46	
ΔD	6.52	9.29	0.71	11.03	2.63	0.009	0.5	0.3	Istind (w)
n	27	27	27	27	27	27	27	27	
P	0.02*	<0.00001*	0.4	<0.001*	0.1	0.92	0.48	0.59	

Tabell 7.3. Multipel logistisk regresjonsanalyse av effektene av en habitat karakteristikk (kolonne til venstre) mens det blir kontrollert effekter av en av de andre karakteristikkene (øverste rad) i Altevatnområdet (gaupe). (ΔD/p-verdi, d.f.=1). (*angir signifikante verdier) – Multiple logistic regression analysis of the effects of one habitat characteristic (left column) while controlling for the effect of one other characteristic (upper row) in the Altevatn study area (lynx) (ΔD/p-value, d.f.=1). (*denote significant values).

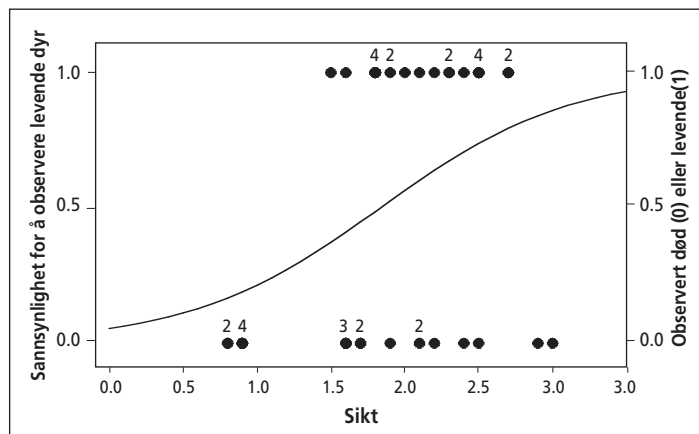
	Minimum sikt	Avstand fra skogbandet	Forekomst av steinblokker	Forekomst av skog	Forekomst av busk vegetasjon	Terrengets helningsretning
Minimum sikt		18.7/0.000*	16/0.0000*	13.36/0.00*	13.36/0.0000*	19.4/0.00001*
Avstand fra skogbandet	13.1/0.0003		0.1/0.75		5/0.03*	1.9/0.17*
Forekomst av steinblokker	1.2/0.3	1.1/0.3		3.8/0.05*	3.8/0.05*	3.1/0.08
Forekomst av skog	4.8/0.03*		13/0.0003*		14.3/0.0001*	7.2/0.008*
Forekomst av busk vegetasjon	4.8/0.03*	0.34/0.56	13/0.003*	0.3/0.6		7.2/0.008*
Terrengets helningsretning	12/0.0005*	1.5/0.2	5.6/0.002*	3.6/0.06	3.6/0.06	



Figur 7.1. Sammenhengen mellom sikt og risiko for å bli drept av gaupe i Altevatnområdet vist som sannsynlighet for å bli observert død (0) eller i live (1). $(y = e^{(x*(22,62)-36,62)} / (1 + e^{(x*(22,62)-36,62)}))$. l = observert død (0) eller i live (1). For punkter der n >1 er den faktiske verdien vist. – The relationship between visibility and lynx predation vulnerability, shown as probability of being observed dead (0) or alive (1). $(y = e^{(x*(22,62)-36,62)} / (1 + e^{(x*(22,62)-36,62)}))$. l = observed dead (0) or alive (1). For points where n >1 the actual value is shown.

skog og buskvegetasjon (90%), mens drepte dyr (kadavre) ble observert å være omtrent likt fordelt innenfor og utenfor disse områdene. Levende reinsdyr hadde en tendens til å bruke relativt ujevnt terreng (gjennomsnittlig TRI=2,18±0,8), mens kadaverene sine posisjoner ble funnet i mindre ujevnt terreng (gjennomsnittlig TRI=1,67±0,2). Som ved Altevatn, hadde ikke høyde over havet noen innvirkning. Men i motsetning til Altevatnområdet påvirket ikke kombinasjonen av skog og buskvegetasjon forekomst av steinblokker og terrengets hellingsretning sannsynligheten for at dyr ble drept eller ikke (**tabell 7.2**).

I Istind-Klettenområdet hadde forekomsten av skog samt terrengets kuperthet innvirkning på sannsynligheten for at reinsdyr ble drept av gaupe (**tabell 7.4**). Sannsynligheten for å bli drept minker med høye verdier av terrengkuperthet indeksen (TRI) i Istind-Klettenområdet (**figur 7.2**). Forekomst av skog var negativt korrelert med sannsynligheten for å finne levende dyr. Effektene av minimum sikt og forekomst av buskvegetasjon påvirket begge effektene av de andre variablene, men hadde ikke uavhengige effekter.



Figur 7.2. Sammenheng mellom terrengjevnhets indeksen i Istindområdet (TRI) og risiko for å bli drept vist som sannsynlighet for å bli observert død (0) eller i live (1). ($y = e^{((x*1,556)-2,860)} / (1 + e^{((x*1,556)-2,860)})$).

I = observert død (0) eller i live (1). Hvor n > 1 er n vist. – The relationship between terrain ruggedness predation vulnerability, shown as probability of being observed dead (0) or alive (1). ($y = e^{((x*1,556)-2,860)} / (1 + e^{((x*1,556)-2,860)})$).

I = observed dead (0) or alive (1). Where n > 1 the actual value of n is shown.

7.3.2 Sammenligning av ulike karakteristikk for habitat hos beitende reinsdyr og de som var drept av jerv (Istind-Kletten)

I Istindområdet ble det funnet at minimum sikt, kuperthet i terrenget og forekomst av steinblokker hadde en signifikant effekt på sjansen for å bli drept av jerv (**tabell 7.2**). Reinsdyr drept av jerv ble funnet i områder med lavere sikt (14±5 m) enn der de levende reinsdyr (25±3 (SE) m) ble observert, mens kadaverne ble funnet i mindre kupert terreng (TRI: 1,2±0,2) sammenlignet med observasjoner av levende reinsdyr (TRI: 2,18±0,8). Kadaver var lokalisert lengre fra skoggrensa (1000±340 m) enn posisjonene til de levende reinsdyrene (300±60 m). Forekomst av skog og buskvegetasjon, høyde over havet og terrengets hellingsretning hadde ingen signifikant effekt på predasjonsrisikoen.

I Istindområdet ble det funnet at minimum sikt og terrengkuperthet indeksen hadde uavhengige effekter på sannsynligheten for at reinen ble tatt av jerv. Avstand fra skoggrensa hadde ingen uavhengig effekt da den var påvirket av både minimum sikt og terrengets kuperthet (**tabell 7.5**).

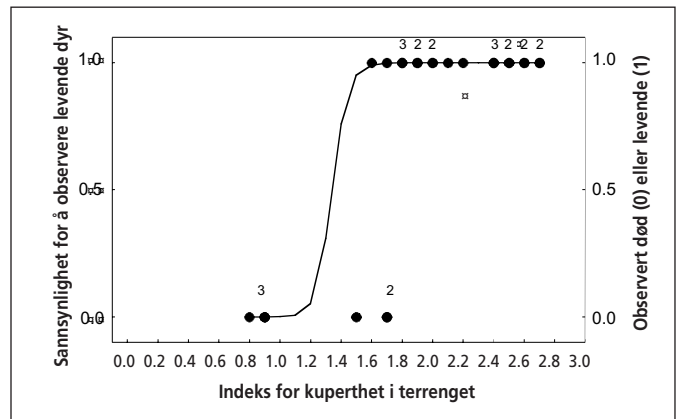
Hos reinsdyr drept av jerv i Istindområdet minker sannsynligheten for å bli drept med lengre minimumssikt (**figur 7.3**). Det var også en positiv effekt med økende forekomst av ujevnt terreng (TRI, **figur 7.4**).

Tabell 7.4. Multipel logistisk regresjonsanalyse for effektene av en habitat-karakteristikk (kolonne til venstre), mens det blir kontrollert for effekter av en av de andre karakteristikkene (øverste rad) i Istind område (gaupe). (ΔD/p-p-verdi, d.f.=1). (* angir signifikante verdier). – Multiple logistic regression analysis of the effects of one habitat characteristic (left column) while controlling for the effect of one other characteristic (upper row) in the Istind study area (lynx). (ΔD/p-value, d.f.=1). (*denotes significant values)

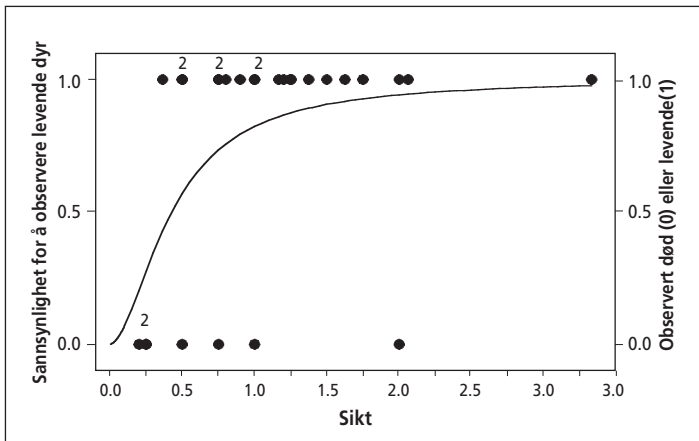
	Minimum sikt	Terreng ujevnhets indeks	Forekomst av skog	Forekomst av busk vegetasjon
Minimum sikt		12.3/0.0005*	1.4/0.2	4.2/0.04
Terreng ujevnhets indeks	10.09/0.001		4.8/0.03*	6.5/0.01*
Forekomst av skog	9.6/0.002*	11.3/0.0008		8.3/0.004*
Forekomst av busk vegetasjon	2.6/0.1	2.7/0.1	0.28/0.6	

Tabell 7.5. Multipellogistisk regresjonsanalyse for effektene av en habitat-karakteristikk (kolonne til venstre), mens det blir kontrollert for effekter av en av de andre karakteristikkene (øverste rad) i Istind område (jerv). ($\Delta D/p$ -verdi, d.f.=1). (* angir signifikante verdier). – Multiple logistic regression analysis of the effects of one habitat characteristic (left column) while controlling for the effect of one other characteristic (upper row) in the Istind study area (wolverine). ($\Delta D/p$ -value, d.f.=1). (*denotes significant values)

	Minimum sikt	Terreng ujevnhets indeks	Avstand fra skoggrense
Minimum sikt		12.3/0.0005*	4.1/0.04
Terreng ujevnhets indeksen	10.1/0.002*		15.5/0.00001*
Avstand fra skoggrense	2.2/0.13	0.9/0.34	



Figur 7.4. Sammenhengen mellom terreng ujevnhets indeksen (TRI) i Istindområdet og risiko for å bli drept av jerv vist som sannsynlighet for å observere reinsdyr død (0) eller i live (1). ($y = e^{(x*(60.58)-7.705)} / (1 + e^{(x*(60.58)-7.705)})$). I = observert død (0) eller i live (1). For punkter hvor n > 1 er den faktiske verdien vist. – The relationship between terrain ruggedness index and predation vulnerability, shown as the probability of finding reindeer dead (0) or alive (1). ($y = e^{(x*(60.58)-7.705)} / (1 + e^{(x*(60.58)-7.705)})$). I = observed dead (0) or alive (1). For points where n values are >1 the actual value is shown.



Figur 7.3. Sammenhengen mellom minimumsikt og risiko for å bli drept av jerv i Istindområdet vist som sannsynlighet for å observere reinsdyr død (0) eller i live (1). ($y = e^{(x*(4.139)-3.861)} / (1 + e^{(x*(4.139)-3.861)})$). I = observert død (0) eller i live (1). For punkter der n > 1 er den faktiske verdien vist. – The relationship between minimum visibility and predation vulnerability, shown as probability of finding reindeer dead (0) or alive (1). ($y = e^{(x*(4.139)-3.861)} / (1 + e^{(x*(4.139)-3.861)})$). I = observed dead (0) or alive (1). For points where n > 1 the actual value is shown.

7.4 Diskusjon

Vi fant at reinsdyrene foretrekker å beite i områder som er forskjellig fra hvor de ble funnet drept av enten gaupe eller jerv. Reinen brukte områder med relativt god sikt, utenfor skogsområdene, men i kupert terreng. Gaupa drepte oftest rein i lokaliteter med lav sikt, i nærmere tilknytning til skogsområder og i mindre kupert terreng. Jervens drapssteder var lokalisert på steder karakterisert av noe lavere sikt og i mye mindre kupert terreng enn der de levende reinsdyrene ble observert. Disse forskjellene antyder at reinflokken i Hjertind reinbeitedistrikt helst unngår områder som generelt har dårlig sikt, men at de også bruker forholdsvis kupert terreng for å redusere predasjonsrisikoen fra begge predatorer, samt unngår skogområdene for å minimalisere predasjon som skyldes gaupe. Disse resultatene kan imidlertid være påvirket av at drepte rein er vanskeligere å finne i kupert terreng og spesielt i skogsområdene. Dersom dette er tilfelle vil resultatene fra kupert terreng svekkes, mens resultatene fra skogsområdene blir ytterligere forsterket.

Selv om dårlig sikt var knyttet til drapssteder for både jerv og gaupe, var det noen forskjeller mellom de to delområdene med hensyn til habitatkarakteristikk. For steder hvor gaupe typisk drepte rein var forekomst av skog viktig i begge områder, minimum sikt var viktig ved Altevatt mens terrengjevnhets var viktigere ved Istind og hvor effekten av minimum sikt var påvirket av forekomsten av skog. Denne forskjellen mellom delområdene kan skyldes flere forhold og mangelen på detaljert informasjon om tilgjengelige habitat i de to områdene gjør det vanskelig å tolke resultatene, men følgende punkter kan vurderes i denne sammenheng. Forskjellen i skala der minimum sikt (vanligvis mindre enn 100m) og terrengjevnhets (1 km)

kan påvirke deres relative viktighet, spesielt når forekomsten er forskjellig. Fra observasjoner i felt kan det synes som om Istindområdet har mer kupert terreng og større forekomster av skog sammenlignet med Altevatn. Derfor kan den høyere tilgjengeligheten av kupert terreng ved Istind skjule viktigheten av minimum sikt, for ettersom terrenget blir mer ujevnt er det sannsynlig at betydningen av minimum sikt synker fordi disse to parametre er nært knyttet til hverandre (men ikke nødvendigvis det motsatte). Flere sannsynlige forklaringer for de områdemessige forskjellene kan også være knyttet til at vi benyttet kadaverposisjoner fra tidligere år hvor f.eks snøforhold kan ha vært forskjellig fra tidspunktet når vi registrerte habitatkarakteristikker for posisjonene, i tillegg til tidspunktet og lengden på registreringsperioden for områdene.

Posisjoner fra drepte kadaver i denne undersøkelsen skiller ikke mellom sted for hvor rovdyrene påbegynte jakten eller hvorvidt kadavrene er flyttet etter at de ble drept. Forskjellen i jaktstrategier for jerv og gaupe gjør imidlertid at vi må tolke resultatene for artene hver for seg. Den jagende jaktformen til jerven, som kan medføre en kortere eller lengre forfølgelse (Haglund 1966), betyr at det faktiske drapsstedet ikke kan knyttes til risikoen for angrep på samme måten som for gaupe da det faktiske stedet hvor jerven starter angrepet kan ha helt andre egenskaper enn hvor kadaveret blir funnet. Fordi alle posisjonene for de jervdrepte reinsdyrene var fra tidligere år manglet informasjon om hvor jaget ble startet.

7.4.1 Betydning av siktavstand

Som forventet viste det seg at sikt påvirket reinsdyrenes risiko for å bli drept i forhold til både gaupe og jerv. Med jervens jagende strategi, i motsetning til snikjakt (gaupe), er det mer sannsynlig at den blir oppdaget før den angriper. Og etter å ha forfulgt byttedyret over lengre avstander vil tilknytningen til minimum sikt svekkes. Det vil derfor ikke være overraskende om minimum sikt påvirket reinsdyrenes risiko i forhold til jerv mindre enn det den gjorde for gaupe. Med hensyn til gaupepredasjon i et område (Altevatn) antyder resultatene faktisk en terskel for predasjonsrisikoen på 30-50 m fra habitatkarakteristikk som gir skjul for gaupa (**figur 7.1**).

7.4.2 Betydning av kupert terreng

Reinsdyr kan oppnå fordeler i forhold til rovdyrene i tilknytning til ujevn terreng ved at de reduserer sjansene for å bli oppdaget på et tidlig stadium og ved at de kan lettere skjule seg for rovdyr som nærmer seg etter å ha først oppdaget dem (Bergerud et al. 1984, Ferguson et al. 1988). Kupert terreng ble knyttet til risikoen for å bli oppdaget i forhold til begge rovdyrene, ved at reinsdyrene i Istind området ble drept av jerv i terreng med lite kupertet, mens gaupe drepte i mer moderat kupert terreng. Det jevnere terrenget i Altevatn området ser ut til å elim-

inere denne effekten i forhold til gaupe og betydningen ble erstattet av minimum sikt.

Det at de jervdrepte kadaver-posisjonene alle ble funnet i områder uten skog og i forholdsvis jevnt terreng kan knyttes til den større tilgangen av fordelaktige snøforhold her enn i mer kupert terreng. I jevnt terreng er snøforholdene mer like overalt enn i kupert terreng (Pruitt 1979), som gir større muligheter for jakt under fordelaktige snøforhold (for eksempel et tynt skarelag). I kupert terreng kan snøforholdene være mer varierte noe som gir reinsdyrene flere muligheter til å unnsnippe. Siden snøforholdene ble ikke registrert for de gamle kadaver-posisjonene (alle jervdrepte kadaver-posisjoner) var dette vanskelig å si noe om.

Bruken av kupert terreng i områder der skog ikke forekommer, er også funnet å være signifikant knyttet til beitingen til reinsdyrene om vinteren (Nellemann 1996). Det kupert terrenget er ofte knyttet til vindutsatte alpine områder hvor snøen samler seg i søkk, og med en god tilgang til beite på avblåste flater og rabber (Pruitt 1959, Duquette 1988). Derfor vil fordelene med lavere risiko for å bli drept og gode beiteforhold kombineres i slike habitat. Den tilsynelatende større tilgjengeligheten av denne typen terreng i Istindområdet kan ha øket dens samlede betydning for reinsdyrene her. Således er det grunn til å tror at dersom denne terrengetypen hadde vært mer tilgjengelig ved Altevatn, ville reinsdyrene brukt dette mer og således medført at betydningen av minimum sikt ville blitt mindre.

7.4.3 Betydning av forekomst av skog

Reinsdyrene unngikk skogområder selv om skog utgjør en betydelig del av habitatet i begge delområdene. Som forventet var det en klar sammenheng mellom risiko for å bli drept av gaupe og forekomsten av skog, men dette var ikke tilfelle i forhold til jerv. Gaupa har en fordel av å jakte i skogsområder fordi dens smygjakt avhenger av skjul og dens evne til å oppdage byttedyrene ved hjelp av hørsel. I tillegg har reinsdyrene her en ulempe i forhold til minimum sikt og snøforhold i skogsområdene. Sikten er ofte liten i skogsområder og det er antatt at reinsdyrene helst unngår tette skogsområder (her representert ved en fjellbjørk der hvert enkelt tre kan ha flere stammer) (Helle et al. 1990). Ved mye snøfall kan de ofte ugunstige snøforholdene i bjørkeskog hindre reinsdyrene fra å unnsnippe rovdyr. Det er derfor liten grunn til at reinsdyrene skal bruke bjørkeskogsområdene og det forventes at de unngår dem. Det er allikevel ikke til å unngå at reinsdyrene av og til trekker gjennom bjørkeskogsområder når de er på leting etter andre beiteplasser. I tillegg vil de av og til bli de tvunget til å beite i skogsområdene. For eksempel ved skaresnø og ising er det vanskelig for reinsdyrene å grave fram beite i åpne områder (Skogland 1978) og dersom skogsområder er tilgjengelig vil disse nødvendigvis bli brukt selv om risikoen for å bli drept er høyere enn i andre habitater. Dersom en har tilleggsfor tilgjengelig på alternative steder kan en på denne måten unngå at dyrene oppholder seg i de mest utsatte områdene.

7.4.4 Avsluttende kommentarer

Forskjellene i jaktstrategier og habitatbruk mellom gaupe og jerv resulterer som forventet i viktige forskjeller i habitat-karakteristikk i tilknytning til deres drapssteder. Reinsdyr er mer utsatt for predasjon i forhold til gaupe i skogområder eller annet terreng som gir skjul. De er også tilsynelatende mindre utsatt i kupert terreng. Jerven er mindre knyttet til spesifikke habitat-karakteristikk sammenlignet med gaupe på grunn av dens mer "tilfeldige" letemønster (alle vegetasjons typer) og dens opportuniste knyttet til endringer i snøforhold (gunstige kontra ugunstige) innen spesifikke habitater. Videre undersøkelse angående effekter av habitat karakteristikk i forhold til risiko for å bli drept for reinsdyr, vil best oppnåes ved en direkte oppfølging som muliggjør en vurdering av hvor rovdirets angrep starter og hvor en sannsynligvis, spesielt for jerven, vil finne andre habitat-karakteristikk enn de stedene hvor selve avlivningen finner sted.

Økologiske interaksjoner mellom jerv og gaupe er ennå ikke godt undersøkt, men hvor begge arter finnes er det kjent at jerven har en tendens til å lete opp og utnytte gaupedrepte kadaver (Haglund 1966). Hvorvidt en slik interaksjon medfører at flere eller færre reiner blir drept i ulike habitat typer er ikke undersøkt, men gitt at dette er tilfelle vil dette kunne påvirke reinsdyrenes valg av beite.

8 Litteraturliste

- Adamczewski, J. Z., Gates, C. C., Soutar, B. M. & Hudson, R. J. 1988: Limiting effects of snow on seasonal habitat use and diets of caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on Coats Island, Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 66: 1986-1996.
- Adams, L. G., Singer, F. J. & Dale, B. W. 1995: Caribou calf mortality in Denali national park, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 59: 584-594.
- Bailey, T. N., Bangs, E. E., Portner, M. F., Malloy, J. C. & McAvinchey, R. J. 1986: An apparent overexploited lynx population on the Kenai peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 50: 279-290.
- Beasom, S. L., Wiggers, E. P. & Giardino, J. R. 1983: A technique for assessing land surface ruggedness. *Journal of Wildlife Management* 47: 1163-1167.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996: *Ecology*. Blackwell Science Ltd. Oxford. 1068.
- Bell, W. J. 1991: *Searching behaviour: The behavioural ecology of finding resources*. Chapman and Hall, Cambridge University Press. Cambridge.
- Bergerud, A. T. 1971: The population dynamics of Newfoundland caribou. *Wildlife Monographs* 25: 1-55.
- Bergerud, A. T., Butler, H. E. & Miller, D. R. 1984: Antipredator tactics of calving caribou: dispersion in mountains. *Canadian Journal of Zoology* 62: 1566-1575.
- Bergerud, A. T. & Page, R. E. 1987: Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Canadian Journal of Zoology* 65: 1597-1606.
- Birkeland, K. H. & Myrberget, S. 1980: The diet of the lynx in Norway. *Fauna Norvegica Series A* 1: 24-28.
- Björvall, A., Franzén, R., Nordkvist, M. & Åhlman, G. 1990: Renar och rovdjur: rovdjurens effekter på rennäringen. Naturvårdsverket förlag. Solna.
- Bon, R. & Campan, R. 1996: Unexplained sexual segregation in polygamous ungulates: A defense of an ontogenetic approach. *Behavioural Processes* 38: 131-154.
- Borg, K. 1962: Predation on roe deer in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 26: 133-136.
- Byers, J. A. & Moodie, J. D. 1990: Sex specific maternal investment in pronghorn, and the question of a limit on differential provisioning in ungulates. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 157-164.
- Bøving, P. S. & Post, E. 1997: Vigilance and foraging behaviour of female caribou in relation to predation risk. *Rangifer* 17: 55-63.
- Chetkiewicz, C. L. B. & Renecker, L. A. 1994: Circular 100: Reindeer calf productivity and survival on the Seward Peninsula, Alaska. (URL <http://reindeer.salrm.alaska.edu/pubnew.htm>)
- Clutton-Brock, T. H. 1990: *The evolution of parental care*. Princeton University Press. New Jersey.
- Clutton-Brock, T. H., Guinness, F. E. & Albon, S. D. 1982: *Red Deer. Behaviour and Ecology of Two Sexes*. Edinburgh University Press. Edinburgh.
- Collins, W. B. & Smith, T. S. 1991: Effects of wind-hardened snow on foraging by reindeer (*Rangifer tarandus*). *Arctic* 44: 217-222.
- Conradt, L. 1998a: Could asynchrony in activity between sexes cause intersexual social segregation in ruminants? *Proceedings of The Royal Society of London, Series B-Biological Science* 265: 1359-1363.
- Conradt, L. 1998b: Measuring the degree of sexual segregation in group-living animals. *Journal of Animal Ecology* 67: 217-226.
- Crisler, L. 1956: Observations of wolves hunting varibou. *Journal of Mammalogy* 37: 337-346.
- Dehn, M. M. 1990: Vigilance for predators: detection and dilution effects. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 337-342.
- Duquette, L. S. 1988: Snow characteristics along caribou trails and within feeding areas during spring migration. *Arctic* 41: 143-144.
- Eaton, R. L. 1974: *The Cheetah*. Van Norstrand Reinhold. New York, USA. 178pp.
- Edmonds, E. J. 1988: Population status, distribution, and movements of woodland caribou in west central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 66: 817-826.
- Edmunds, M. 1974: *Defence in animals. A survey of Anti-predator defences*. Longman. Essex.
- Edwards, J. 1983: Diet shifts in moose due to predator avoidance. *Oecologia* 60: 185-189.
- Elgar, M. A. 1989: Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence. *Biological Reviews* 64: 13-33.
- Eloranta, E. & Nieminen, M. 1986: Calving of the experimental herd in Kaamanen during 1970-85. *Rangifer special issue* 1
- Espmark, Y. 1971: Mother-young relationship and ontogeny of behaviour in reindeer (*Rangifer tarandus* L.). *Zeitschrift für Tierpsychologie* 29: 42-81.
- Estes, R. D. & Estes, R. K. 1979: The birth and survival of wildebeest calves. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 50: 45-95.
- Fancy, S. G. & Whitten, K. R. 1991: Selection of calving sites by Porcupine herd caribou. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1736-1743.
- Fancy, S. G., Whitten, K. R. & Russell, D. E. 1994: Demography of the Porcupine caribou herd, 1983-1992. *Canadian Journal of Zoology* 72: 840-846.
- Fangel, K. 1997: Winter micro-habitat selection of wolverine (*Gulo gulo*) in Northern boreal forest, Norway. Cand. scient. thesis, University of Tromsø, Tromsø.
- Ferguson, S. H., Bergerud, A. T. & Ferguson, R. 1988: Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population. *Oecologia* 76: 236-245.
- Focardi, S. & Paveri-Fontana, L. S. 1992: A theoretical study of the socioecology of ungulates. *Theoretical Population Biology* 41: 121-134.
- Francis, B., Green, M. & Payne, C. 1994: *The GLIM system: Generalized linear interactive modelling*. Clarendon Press. Oxford.
- Fuller, T. K. & Keith, L. B. 1981: Woodland caribou population dynamics in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 45: 197-213.
- Garrott, R. A., Bartmann, R. M. & White, G. C. 1985: Comparison of radio transmitter packages relative to deer fawn mortality. *Journal of Wildlife Management* 49: 758-759.

- Gauthier, D. A. & Theberge, J. B. 1985: Population characteristics of the Burwash caribou herd in southwestern Tukon estimated by capture-recapture analysis. *Canadian Journal of Zoology* 63: 516-523.
- Geist, V. 1971: Mountain Sheep: A study in behaviour and evolution. University of Chicago Press. Chicago.
- Green, W. C. H. 1992a: The development of independence in bison: pre weaning spatial relations between mothers and calves. *Animal Behaviour* 43: 759-773.
- Green, W. C. H. 1992b: Social influences on contact maintenance interactions of bison mothers and calves: group size and nearest neighbour distance. *Animal Behaviour* 43: 775-785.
- Guggisberg, C. A. W. 1975: Wild cats of the world. Taplinger Publisher Company. New York. 49-58.
- Haglund, B. 1966: De stora rovdjurens vintervanor. *Viltrevy* 4: 1-311.
- Hall, D. K., Sturm, M., Benson, C. S., Chang, A. T. C., Foster, J. L., Garbeil, H. & Chacho, E. 1991: Passive microwave remote and in situ measurements of arctic and subarctic snow covers in Alaska. Remote sensing of the Environment 38: 161-172.
- Hearn, B. J., Luttich, S. N., Crête, M. & Berger, M. B. 1990: Survival of radio-collared caribou (*Rangifer tarandus caribou*) from the George River herd, Nouveau-Québec - Labrador. *Canadian Journal of Zoology* 68: 276-283.
- Heggberget, T. M. 1998: Reproduksjon og dødelighet hos norsk villrein. Delrapport I. En gjennomgang og oppsummering av litteraturen. Norwegian Institute for Nature Research NINA Oppdragsmelding. 529:22.
- Heisey, D. M. & Fuller, T. K. 1985: Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management* 49: J. Wildl. Manage.
- Helle, T. 1979: Observations of group size and composition of wild forest reindeer, *Rangifer tarandus fennicus* Lönn., during the calving and summer periods in eastern Finland. *Aquilo Series Zoologica* 19: 5-11.
- Helle, T., Aspi, J. & Kilpelä, S. S. 1990: The effects of stand characteristics on reindeer lichens and range used by semi-domesticated reindeer. *Rangifer* 107-114
- Hornocker, M. G. 1970: An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho primitive area. *Wildlife Monographs* 21: 1-39.
- Jackson, R. M., White, M. & Knowlton, F. F. 1972: Activity patterns of young white tailed deer fawns in south Texas. *Ecology* 53: 262-270.
- Jakimchuk, R. D., Ferguson, S. H. & Sopuck, L. G. 1987: Differential habitat use and sexual segregation in the Central Arctic caribou herd. *Canadian Journal of Zoology* 65: 534-541.
- Jarman, P. J. 1974: The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48: 215-266.
- Karlsen, S. 1978: Tap av bufeog rein og våre ørners forhold til disse dyra. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk DVF Viltrapport. 6: 59.
- Keech, M. A., Bowyer, R. T., Verhoef, J. M., Boertje, R. D., Dale, B. W. & Stephenson, T. R. 2000: Life-history consequences of maternal condition in Alaskan moose. *Journal of Wildlife Management* 64: 450-462.
- Kelsall, J. P. 1968: The migratory barren-ground caribou of Canada. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Kelsall, J. P. 1981: Status report on the wolverine, *Gulo gulo*, in Canada in 1981. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) 47.
- Kjelvik, O., Nybakk, K., Kvam, T., Overskaug, K., Sørensen, K. & Sunde, P. 1998: Tap av rein i et rovdyrrområde. I: Kvam, T. & Jonsson, B. (ed.). Store rovdyr økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte, Trondheim. 110-118.
- Kojola, I. 1993: Early maternal investment and growth in reindeer. *Canadian Journal of Zoology* 71: 753-758.
- Kojola, I. & Nieminen, M. 1988: Aggression and nearest neighbour distances in female reindeer during rut. *Ethology* 77: 217-224.
- Krebs, J. R. & Davies, N. B. 1993: An introduction to behavioral ecology. Blackwell Science.
- Kruuk, H. 1972: The spotted hyena. Chicago University Press. Chicago.
- Kruuk, H. 1986: Interactions between felidae and their prey species: a review. I: Miller, S.D. & Everett, D.D. (ed.). Cats of the world: Biology, conservation and management. National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Kuyt, E. 1972: Food habits and ecology of wolves on barren ground caribou range in the Northwest Territories. *Canadian Wildlife Service Report No. 21*:
- Kvam, T. 1997: Bestandsestimater for gaupe 1995-96 og 1996-97. NINA Rapport
- Landa, A. 1999: Spor og tegn. Et hefte til hjelp i bestemmelse av store rovdyr. NINA*NIKU, Norsk Institutt for naturforskning. Trondheim. 20.
- 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., Swenson, J. & Tømmerås, B. Å. 1995: Jerven - økologi, status og forskningsbehov. *Fauna* 48: 162-171.
- Landa, A., Tufto, J., Andersen, R. & Persson, J. 2001: Aktive ynglehi hos jerv som bestandsestimator basert på nye data om alder for første yngling. NINA-NOTAT. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 10pp.
- 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.
- Leader-Williams, N. 1980: Population dynamics and mortality of reindeer introduced into South Georgia. *Journal of Wildlife Management* 44: 640-657.
- Lent, P. C. 1974: Mother-young relationships in ungulates. IUCN Publications new series 24: 14-55.
- Lenvik, D. & Aune, I. 1988: Utvalgsstrategi i reinflokken. Det tidlige kalvetapet relatert til mødrenes vekt. *Norsk Landbruksforskning* 2: 71-76.
- Lenvik, D., Bø, E. & Fjellheim, A. 1988: Utvalgsstrategi i reinflokken. III. Reinkalvens høstvekt relatert til mødrenes vekt og alder. *Norsk Landbruksforskning* 2: 65-69.
- Linnell, J. D. C., Aanes, R. & Andersen, R. 1995: Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology* 1: 209-224.
- Lyftingsmo, E. 1974: Norske fjellbeite. Bind XIV. Det Kongelige selskap for Norges vel. Oslo.

- Magoun, A. J. 1987: Summer and winter diets of wolverines, *Gulo gulo*, in arctic Alaska. *Canadian Field Naturalist* 191: 392-397.
- Mahoney, S. P., Abbott, H., Russell, L. H. & Porter, B. R. 1990: Woodland caribou calf mortality in Insular Newfoundland. *Transactions of the International Union of Game Biologists Congress* 19: 592-599.
- Main, M. B. & Coblenz, B. E. 1990: Sexual segregation among ungulates: a critique. *Wildlife Society Bulletin* 18: 204-210.
- Malcolm, S. B. 1992: Prey defence and predator foraging. I: Crawley, M.J. (ed.). *Natural Enemies, the population biology of predators, parasites and diseases*. Blackwell Science Publication, Oxford.
- Martin, P. & Bateson, P. 1993: *Measuring behaviour*. The press syndicate of the University of Cambridge. Cambridge.
- Maynard Smith, J. 1980: A new theory of sexual investment. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 7: 247-251.
- Mech, L. D. 1970: *The wolf: ecology and behaviour of an endangered species*. The Natural History Press. Garden City, USA. 384pp.
- Miljøverndepartementet 1986: Om samtykke til ratifikasjon av en konvensjon av 19. september 1979 vedrørende vern av ville europeiske planter og dyr og deres naturlige leveområder (Bern-konvensjonen), med visse forbehold, og under avgivelse av erklæring. St. prp. nr. 12, 1985-86. 51pp.
- Miljøverndepartementet 1997: Om rovviltforvaltning. Stortingsmelding 35.
- Millar, J. S. & Zammuto, R. M. 1983: Life histories of mammals: an analysis of life tables. *Ecology* 64: 631-635.
- Miller, F. L. & Broughton, E. 1974: Calf mortality on the calving ground of Kaminuriak caribou. *Canadian Wildlife Service Report Series* No. 26: 26pp.
- Miller, F. L., Broughton, E. & Gunn, A. 1988: Mortality of migratory barren ground caribou on the calving grounds of the Beverly herd, Northwest Territories, 1981-83. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* Number 65:1-24.
- Murie, A. 1944: *The wolves of Mount McKinley*. Washington University Press. London.
- Myhre, R. & Myrberget, S. 1975: Diet of wolverine (*Gulo gulo*) in Norway. *Journal of Mammalogy* 56: 752-757.
- Nellemann, C. 1996: Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway. *Arctic* 49: 339-347.
- Nellemann, C. & Thomsen, M. G. 1994: Terrain ruggedness and caribou forage availability during snowmelt on the arctic coastal plain. *Arctic* 47: 361-367.
- Newman, J. A. & Caraco, T. 1987: Foraging, predation hazard and patch use in grey squirrels. *Animal Behaviour* 35: 1804-1813.
- Nieminen, M. & Leppäluoto, J. 1988: Predation in the reindeer husbandry area in Finland during 1976-1986. *Rangifer* 8: 25-34.
- Nowosad, R. F. 1975: Reindeer survival in the MacKenzie delta herd, birth to four months. *University of Alaska Special report* 1:199-208.
- Olesen, C. R. 1990: Bestandsutvikling og økologi for moskusokser i Angujaartorfiup Nunaa, Vestgrønland. Grønlands Hjemmestyre Miljø-og Naturforvaltning Teknisk Rapport nr. 16:
- Ouellet, J.-P., Ferron, J. & Sirois, L. 1996: Space and habitat use by threatened Gaspé caribou in South-eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1922-1933.
- Ozoga, J. J. & Clute, R. K. 1988: Mortality rates of marked and unmarked fawns. *Journal of Wildlife Management* 52: 549-551.
- Parker, G. R., Maxwell, J. W., Morton, L. D. & Smith, G. E. J. 1983: The ecology of the lynx (*Lynx canadensis*) on Cape Breton Island. *Canadian Journal of Zoology* 61: 770-786.
- Pearson, D. L. 1989: What is the adaptive significance of multi-component defensive repertoires? *Oikos* 54: 251-253.
- Poole, K. G., Wakelyn, L. A. & Nicklen, P. N. 1996: Habitat selection by lynx in the Northwest Territories. *Canadian Journal of Zoology* 74: 845-850.
- Post, E. S. & Klein, D. R. 1996: Relationships between graminoid growth-form and levels of grazing by caribou (*Rangifer tarandus*) in Alaska. *Oecologia* 107: 364-372.
- Pruitt, W. O. 1979: A numerical snow index for reindeer (*Rangifer tarandus*) winter ecology (Mammalia, cervidae). *Annales Zoologici Fennici* 16: 271-280.
- Pruitt, W. O. J. 1959: Snow as a factor in the winter ecology of barren-ground caribou. *Arctic* 12: 158-179.
- Pulliainen, E. 1968: Breeding biology of the wolverine (*Gulo gulo* L.) in Finland. *Annales Zoologica Fennici* 5: 338-344.
- Pulliam, H. R. & Caraco, T. 1984: Living in groups: is there an optimal group size? I: Krebs, J.R. & Davies, N.B. (ed.). *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. 2nd edition, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 122-147.
- Reindriftsforvaltningen 1998a: Ressursregnskap for reindriftsnæringen, for reindriftsåret 1.april 1996 - 31.mars 1997. Reindriftsadministrasjonen. 111pp.
- Reindriftsforvaltningen 1998b: Totalregnskap for reindriftsnæringen. Reindriftsadministrasjonen. 132pp.
- Reindriftsforvaltningen 1999: Ressursregnskap for reindriftsnæringen, for reindriftsåret 1. april 1997 - 31. mars 1998. Reindriftsadministrasjonen. 68pp.
- Reindriftsforvaltningen 2000: Ressursregnskap for reindriftsnæringen, for reindriftsåret 1.april 1998-31.mars 1999. Reindriftsadministrasjonen. 54pp.
- Reznick, D. A., Bryga, H. & Endler, J. A. 1990: Experimentally induced life-history evolution in a natural population. *Nature* 346: 357-359.
- Roff, D. A. 1992: *The evolution of life histories*. Chapman and Hall. London.
- Roffe, T. J. 1993: Perinatal mortality in caribou from the porcupine herd, Alaska. *Journal of Wildlife Diseases* 29: 295-303.
- Rothman, K. J. 1990: No adjustments are needed for multiple comparisons. *Epidemiology* 1: 43-46.
- Ruckstuhl, K. E. 1998: Foraging behaviour and sexual segregation in bighorn sheep. *Animal Behaviour*: 56: 99-106.
- Schaller, G. 1967: *The Deer and Tiger*. University of Chicago Press. Chicago.
- Seip, D. R. 1992: Factors limiting woodland caribou populations and their inter-relationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1494-1503.

- Shackleton, D. M. & Haywood, J. 1985: Early mother-young interactions in California bighorn sheep, *Ovis canadensis californiana*. *Canadian Journal of Zoology* 63: 868-875.
- Shaver, G. R., Nadelhoffer, K. J. & Giblin, A. E. 1990: Biogeochemical diversity and element transport in a heterogenous landscape, the North Slope of Alaska. *Ecological Studies* 82: 105-125.
- Skogland, T. 1978: Characteristics of the snow cover and its relationships to wild mountain reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) feeding strategies. *Arctic and Alpine Research* 10: 569-580.
- Skogland, T. 1981: Comparative aspects of social organization. I: Bliss, L.C., Heal, O.W. & Moore, J.J. (ed.). *Tundra ecosystems: a comparative analysis*. Cambridge University Press, Cambridge. 452-483.
- Skogland, T. 1989: Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. *Advances in Ethology* 29: 1-74.
- Skogland, T. 1992: Reinens sosiale organisasjon og adferd. *Villrein* 1992: 36-44.
- Skoog, R. 1968: Ecology of the caribou (*Rangifer tarandus granti*) in Alaska. Ph.D., University of California, Berkeley. 699pp.
- Stearns, S. 1992: *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press. New York.
- Sundquist, M. E. & Sundquist, F. C. 1989: Ecological constraints on predation by large Felids. I: Gittleman, J.L. (ed.). *Carnivore behaviour, ecology and evolution*. Chapman and Hall Ltd. London, London.
- Svela, S. 1998: Comparison of vigilance behaviour in wild and semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Southern Norway. *Cand. Scient.*, University of Oslo, Oslo. 34pp.
- Sørensen, O. J. & Kvam, T. 1984: Litt om rovdirenes jaktmåter, drapsteknikk og byttehåndtering. *Sau & geit* 93-96.
- Temple, S. A. 1987: Do predators always capture substandard individuals disproportionately from prey populations? *Ecology* 68: 669-674.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Henaug, C. & Yoccoz, N. 2000: Naturlig produksjon og høsting i reindriftnæringen. *NINA Årsrapport*. 8pp.
- Walsh, N. E., Fancy, S. G., McCabe, T. R. & Pank, L. F. 1992: Habitat use by the porcupine herd during predicted insect harassment. *Journal of Wildlife Management* 56: 465-473.
- Weigl, S. 1993: Zur habitatnutzung des eurasisches luchs *Lynx lynx* in der kulturlandschaft des Schweizer Jura. Diplomarbeit am lehrstuhl für wildbiologie und wildtiermanagement der forstwissenschaftlichen, Fakultät der Universität München.
- White, M., Knowlton, F. F. & Glazener, W. C. 1972: Effects of dam-newborn fawn behavior on capture and mortality. *Journal of Wildlife Management* 36: 897-906.
- Whitten, K. R., Garner, G. W., Mauer, F. J. & Harris, R. B. 1992: Productivity and early calf survival in the porcupine caribou herd. *Journal of Wildlife Management* 56: 201-212.
- Aanes, R. & Andersen, R. 1996: The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1857-1865.

Appendix 1, side 1

Kadaver

Registreringsskjema

ROVBASENR: K

Løpenr: **Undersøkt:** Ja Undersøkt av:.....

Dag	Mnd	År
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

 Nei Melding mottatt av:.....

Dag	Mnd	År
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Funnet:

Dag	Mnd	År
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Død:

Dag	Mnd	År
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

 Usikker datoDyret funnet: Dødt Skadd, senere avlivet Skadd, ikke avlivetFunnet av: Eier Tilsyn Fjelloppsyn Rovviltpersonell Skadefellingslag Turgåer Jeger Andre:..... Eier til stede ved kadaverundersøkelse Eier orientert

Dag	Mnd	År
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Kadaver

Art: Sau Rein Annet:.....Rase: Dala Spel Steigar Andre:.....Kjønn: Hann Hunn UkjentAlder: Voksen Åring Kalv/lam UkjentMerke: Bjelle Klave Ukjent Radiosender Øremerke:.....Dødsårsak: Gaupe Jerv Bjørn Ulv Kongeørn Fredet rovvilt Rev Hund Sykdom Ulykke:..... Ikke rovvilt Ukjent Annet:.....Vurdering: Dokumentert Antatt UsikkerFaglig vurdering: Dokumentert Antatt Usikker

Eier

Fornavn:..... Etternavn:.....

Adresse:..... Postnr: Sted:.....Fødsels/personnr.: Tlf.:

Bostedskommune:..... Beitelag/distrikt:.....

Driftsgruppe/Siida:.....

Sted

Kommune:..... Funnsted:.....

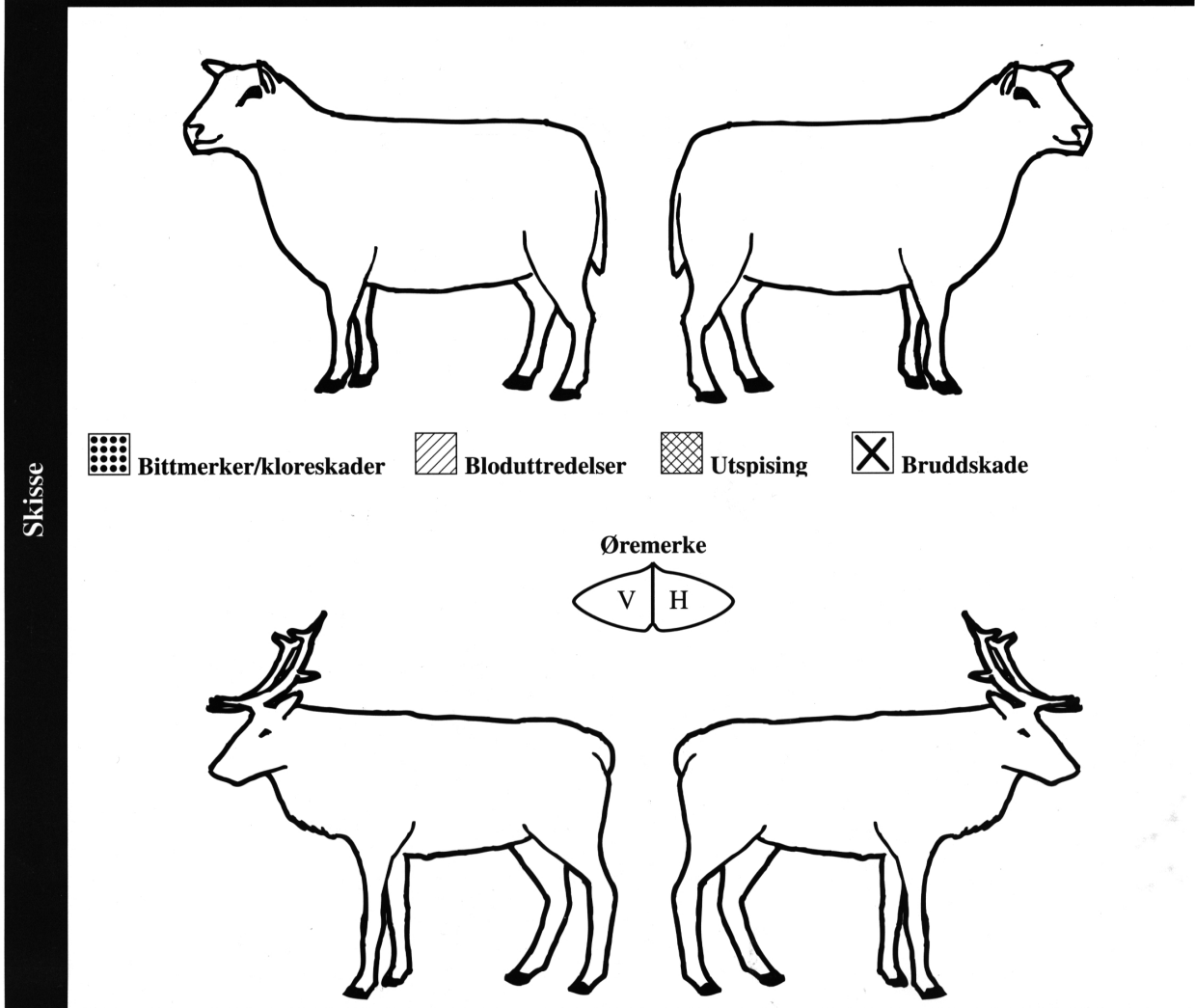
UTM kartreferanse: Kartblad: ED50 (svart rutenett) WGS84 (blått rutenett)GPS koordinatavlesning: UTM-soner Nord (X) Øst (Y)

Beiteområde:.....

Skadested: Utmark Innmark Inngjerdet Første skadefunn i området: Ja Nei

Merknader

Appendix 1, side 2



Skisse

Beskrivelse

Avfotografert: Ja Nei Foto/Journalnr:

Kadaver undersøkt på funnsted: Ja Nei **Dyret avblødd:** Ja Nei

Kadaverets generelle tilstand:

Kondisjon (fett under hud, rundt innvoller, i lårbein): God Middels Dårlig Ukjent

Spor og sportegn:

Bitt-/kloemerker:

Bloduttredelser:

Spisemerker:

Påspist av åtseletere: Ja Nei Art(er):

Appendix 2

ArtStudietype	Antall merket	Sted	Tidsrom	Predasjon	Sykdom	Sult	Ulykke	Ukjent	Dødelighet (%)	Predasjon (%)	Predasjon (% av dødelighet)	Ref.nr.
C R	104	Alaska - Canada	Juni						13			1
C R	182	Alaska - Canada	Juni (x3)	13	1		1	4	10	7	68	2
C R	33	Canada	Juni-sept						52	37	71	3
C R	245	Canada - Alaska	4år						30			4
C R	226	Alaska	3år	92		1	2	8	50	45	90	5
C R	221	Canada		40	1		2	0	20	18	93	6
C R	104	Canada						14	14			7
C R	224	Canada						56	25			7
C R (ad)		Alberta	Mai-juli						58			8
T R	323	N. Trøndelag	1år	67	2		6	14	36	25	75	9
T R	1615	Sverige	Juli-april	55	11	2	11	11	11(14)	7	61	10
T R	164	Troms	Juni-nov	12			1	3	11,5	8,0	75	11
T R	153	Troms	Nov-mai	12				4	10,7	8,6	75	11
T R	93	Alaska	2år	22	4		2	15	48,3	24,6	51	12
C K	57	Canada		18	15	16	3	5			32	13
C K	60	Alaska	Mai-juni	8	15	29	3	5			13	14
C K	287	Canada	3 sommere	174	69	14		30			61	15
T I	377	Troms	Aug-nov					60	16			11
T I/K	820	Canada							33		67	16
T I/K	1209	Canada							44		51	16
T I/K	1430	Canada							37		33	16
C Telling		Canada	Mai-brunst						56			17
C K	37	Sør-Georgia	3år				23		30			18

C: Caribou
T: Tamrein
R: Radiosendere
I: Individmerking og fangst/gjengfangst metodikk
K: Kadaverleting

Referanser:

- Fancy & Whitten (1991)
- Whitten et al. (1992)
- Bergerud & Page (1987)
- Fancy et al. (1994)
- Adams et al. (1995)
- Mahoney et al. (1990)
- Millar & Zammuto (1983)
- Fuller & Keith (1981)
- Kjelvik et al. (1998)
- Bjårvall et al. (1990)
- Denne undersøkelsen
- Chetkiewicz & Renecker (1994)
- Millar & Broughton (1974)
- Roffe (1993)
- Miller et al. (1988)
- Nowosad (1975)
- Gauthier & Theberge (1985)
- Leader-Williams (1980)