

GJEMME SEG ELLER IKKE? EFFEKT AV HABITATTETTHET PÅ RÅDYRETS (*Capreolus capreolus*) FOR Å BLI DREPT AV GAUPE (*Lynx lynx*) OG JEGERE

TO HIDE OR NOT HIDE? THE EFFECT OF HABITAT DENSITY IN THE ROE DEER
(*Capreolus capreolus*) RISK OF BEING KILLED BY LYNX (*Lynx lynx*) AND
HUNTERS

TORE JOHAN OLSEN

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPGAVE 60 STP. 2012



Forord

I tilknytting min mastergrad i naturforvaltning ved Universitet for miljø- og biovitenskap på Ås har jeg valgt en masteroppgave av stor interesse. I min bacheloroppgave fra Høgskolen i Hedmark avd. Evenstad ble jeg kjent med det Skandinaviske gaupeprosjektet Scandlynx, og deres forskning på gaupe i Nord-Troms og Finnmark. Når jeg startet på UMB var det naturlig for meg å skrive om rovdyr i min masteroppgave også, og valget falt igjen på felldata fra Scandlynx.

Takken gjennom dette året med feltarbeid og masterarbeid går først fremst til min medstudent Jørgen Remmen for et bra samarbeid under felt, og god hjelp både gjennom analyser og skriveprosessen. Min hovedveileder på UMB (INA), Leif Egil Loe fortjener og en stor takk som bestandig hadde tid til spørsmål og rette utkast. Ekstern veileder i NINA og prosjektleder i Norge for Scandlynx, John Odden for innspill og hjelp, Phd-stipendiat, Karen Lone for innspill og hjelp, NINA forsker, John D. C. Linnel for innspill og hjelp og min søster Monika for hjelp til gjennomlesing. Ellers til alle andre masterstudenter på INA som bidro til godt miljø og hjelp.

Takk går spesielt til jegere og kontaktpersoner under feltarbeid: Helge Arne Jallen, Kåre Peder Rasmushagen, Harry Granli, Ole Sigurd Ødegaard for posisjoner og gitte posisjoner fra andre jegere de har jaktet med. Vilt og fiskeforvaltning i Gol kommune med Jørn Magne Froland som gav oversikt over rådyrvald og jegere. Takk til INA (Institutt for Naturforvaltning ved UMB) og NINA (Norsk Institutt for Naturforskning) for støtte til å drive feltarbeid, boplass og data.

Tore Johan Olsen

Ås, 14.05.2012

Sammendrag

Det har ofte vært diskutert om det finnes et risikohabitat for klovdyr i forhold til hvilke habitat som gir en høyere sannsynlighet å bli drept av en predator. Disse habitatene har blitt beskrevet som "fryktens landskap" der andre studier har vist at hjortevilt trekker ut av slike risikohabitat ved en predator i området. Et bytte kommer ofte i en "trade-off" valg mellom skjul og næringstilgang. Få studier har derimot fokusert på predasjon fra 2 ulike predatorer på et og samme byttedyr. Rådyr i Norge predatorer hovedsakelig av gaupe, rødrev og jegere. Målet med min studie er å undersøke om rådyrets risiko for å bli drept av jegere kontra gaupe varierer mellom habitattyper, med spesiell fokus på habitat-tetthet. Gaupa forventes å være mest effektiv i tett habitat mens jegere trenger åpnere terreng for å løsne skudd. Hypotesen min er derfor at andel rådyr som er drept av gaupe og ikke jegere vil øke med habitattetthet. I perioden 2006-2011 fulgte vi 7 gauper med GPS-sendere i Hallingdal i Buskerud fylke. Her benyttet jeg data på drapssteder hvor det er funnet rådyr tatt av GPS-merket gaupe. I tillegg benyttet jeg data på rådyrjegere sine felling i Hallingdal. Habitatstruktur rundt drapsstedene til jegere og gaupe ble undersøkt sommeren 2011. Totalt ble det gjort feltundersøkelser på 115 kadaverpunkter av rådyr; 81 var tatt av gaupe og 34 ble felt av jegere. Jeg brukte modellseleksjon med AICc verdier for å finne den modellen som best beskriver habitatforskjeller mellom der rådyret blir drept av gaupe og jegere. Det ble ikke funnet noen effekt av dominerende habitat som innmark, tetthet av vegetasjon og åpen og lukket skog, med det var en økt risiko for å bli drept av jeger og ikke gaupe i skog som var dominert av den prosentvise andelen furu. Et annet resultat var at i økende andel med gran vil det være en høy sannsynlighet for å bli drept av gaupe, og ikke jeger. I studieområdet mitt befinner rådyret seg mellom to "onder" på høsten med høy risiko for predasjon i vegetasjon bestående av barskog. Rådyret har antagelig ikke råd til å forholde seg til gaupepredasjon fordi det er så mange andre faktorer som virker begrensende, særlig mat og temperatur i kombinasjon med vind om vinteren.

Abstract

An issue which has often been discussed is if there exists a risk habitat for cloven-footed animals compared to which habitats give a higher probability to be killed by a predator. These habitats have been described as "landscape of fear", where other studies have shown that deer withdraw from such risk habitats in the presence of predators. A prey often finds itself in a "trade-off" choice between a hiding place and access to food. But very few studies have focused on predation from two different predators on the exact type of prey. European roe deer in Norway are often preyed upon by lynx, red fox and hunters. The aim with my study is to examine if the roe deer risk to be killed by hunters contra lynx varies between types of habitat, with a special focus on habitat density. The lynx is expected to be most efficient in dense habitat while hunters need more open terrain in order to shoot. My hypothesis is thus as following; the number of roe deer which are killed by lynx and not hunters will increase with habitat density. In the period of 2006-2011, we followed seven lynx with GPS-transmitters in Hallingdal, Buskerud. Here, I use data from the places where the GPS-marked lynx have preyed upon roe deer. In addition, I have used data from the roe deer hunters' recordings in Hallingdal. In the summer of 2011, I looked at the structure of habitats surrounding the kill site to both hunters and lynx, in the field study of a total number of 115 cadavers of roe deer; 81 were caught by lynx and 34 were shot by hunters. I used a model selection with AICc values in order to find the model which best describe the differences of habitats where roe deer were killed by lynx and hunters. No effects were found in a dominating habitat such as fields or arable land, density in vegetation and open and closed forests, but there was an increased risk of being killed by a hunter and not a lynx in a forest dominated by pine trees. Another found result is that in a forest with increasing numbers of spruce trees, the effect of being preyed upon by lynx would increase as opposed to being killed by a hunter. In other studies of predation they have discovered that deer used more dense refuges to avoid predators. Roe deer is forced to accept high risk from predators because they depend on other factors such as food and cover from wind in the winter. In the study area the roe experiences a landscape of fear in conifer forest and finds itself between two "evils" in the autumn.

Innholdsfortegnelse

Innledning.....	1
Metode.....	4
Studieområde	4
Gaupebestanden	4
Rådyrbestanden.....	4
Jakt på rådyr	5
Datamateriale	7
Statistiske analyser	9
Resultat.....	12
Diskusjon.....	16
Dobbelpredasjon gir mindre muligheter for skjul.....	16
Sesongavhengig predasjonsrisiko	18
Konklusjon	20
Litteraturliste	21

Innledning

De fleste arter av byttedyr er avhengig av skjul for å unngå predasjon. En vanlig atferd hos byttedyr er å unngå områder med økt risiko for å bli drept (Ripple & Beschta 2004; Creel et al. 2005; Valeix et al. 2009; Crosmar et al. 2012). I studier med hjortevilt med naturlige predatorer har en respons fra byttedyrene sin side vært å trekke ut i åpne områder når en predator er i nærheten (Altendorf et al. 2001; Stahl et al. 2002). For de fleste byttedyr er det likevel umulig å unngå å bruke risikohabitater, eller "landscapes of fear" som de er beskrevet som enten, under migrasjon, næringssøk eller reproduksjon (Laundré et al. 2001; Stahl et al. 2002; Crosmar et al. 2012). Byttedyret havner derfor ofte i en såkalt "trade-off" i valget mellom effektivt næringssøk og risiko for predasjon (Mysterud & Østbye 1999; Godvik et al. 2009). I Yellowstone nasjonalpark ble ulv (*Canis lupus*) reintrodusert etter å ha vært borte i over 50 år (Laundré et al. 2001). Laundré et al. (2001) predikerte at dette ville få negativt innvirkning for wapiti (*Cervus elaphus*) og bison (*Bison bison*). De påviste at sannsynligheten for å bli drept økte i åpne områder der wapitien var hovedføden (Laundré et al. 2001), mens wapitien prefererer skogshabitat som gir skjul ved ulvens tilstedeværelse (Creel et al. 2005). Fra studier med interaksjon mellom byttedyr og predator kan det utvikle seg et "landscape of fear" som i eksempelet fra studiet i Yellowstone, der byttedyr velger refugier for å unngå predasjon.

Det er ofte flere faktorer som avgjør om det er høy eller lav risiko for å bli drept i et habitat. Dekningsgraden på skjul i habitatet, hvor tilgjengelig habitatet er, sammen med hvilke egenskaper og sårbarhet byttet har i forhold til sine predatorer (Laundré & Hernández 2003; Brown & Kotler 2004; Laundré et al. 2009). Skjul kan også være til hinder for et bytte som forsøker å flykte unna en predator ved at den utsetter flukten ved å holde seg skjult (Lima 1992). I risikohabitater oppstår det et spill med frykt mellom bytte og predator, og det får utspill i hvordan de atferdsmessig bruker slike risiko-områder (Laundré 2010). Hos større pattedyr som er utsatt for predasjon gjenspeiler det seg gjerne en forskjell på bruken av vegetasjon; lav eller høy vekst kan gi bedre muligheter for skjul, eller om strukturen i vegetasjonen er åpen eller lukket kan gi forskjell for bytte sine skjulmuligheter (Laundré 2010). Hjorteviltarter som hovedsakelig beiter gras og urter på bakken bruker ofte åpne terreng til å finne høyproduktive beiteområder, mens skogområder blir mer brukt til skjul,

liggeplasser, skyggemuligheter på sommeren og ly mot kulde om vinteren (Laundré 2010). For kvistbeitere vil ofte tett habitat også inneholde de beste beitene (Mysterud et al. 1997).

Å unngå en predator kan være vanskelig nok, men med flere predatorer i det samme landskapet blir det enda verre. Særlig hvis predatorene er effektive i hvert sitt habitat. Få studier har undersøkt habitatseleksjon hos hjortevilt utsatt for dobbeltpredasjon, der den ene predatoren er mennesker (Theuerkauf & Rouys 2008). Rådyret (*Capreolus capreolus*) er eksempel på et vilt som både er ettertraktet av menneske samt rovdyr (Kvam et al. 1998). Eurasisk gaupe (*Lynx lynx*) har i sørlige deler av Norge og Sverige rådyr som sin hovedføde (Odden et al. 2012). I områder der rådyr og gaupe sameksisterer utgjør rådyr en stor del av dietten til gaupa, og rådyr kan bestå av opptil 83 % av vinterdietten, og 34 % av sommerdietten også i områder med lav rådyrtetthet som i mitt studieområde (Odden et al. 2006). Sau på sommerbeite og hjort (*Cervus elaphus atlanticus*) er også viktige byttedyr (Odden et al. 2006). Hare (*Lepus timidus*) utgjør et viktig bytte, spesielt i år med gode harebestander og mindre hjortevilt (Pulliainen et al. 1995; Kvam et al. 1998).

Gaupe er ansett som en snikjeger og er ofte avhengig av skjul for å komme inn på et bytte (Haglund 1964; Nilsen et al. 2009). Hos gaupe er det spesielt hørselen som er godt utviklet og er den mest viktige sansen under jakt, men synet og luktesansen er også viktige sanser for en toppredator som gaupa (Brainerd et al. 2006). Mennesker er den vanligste predatoren på hjortevilt i tempererte strøk (Frid & Dill 2002; Theuerkauf & Rouys 2008). Jegere jakter mer i åpent terreng enn gaupe. Jaktsuksessen for jegere er gjerne avhengige av hogstflater, åpne habitater eller - landskap som myrer, innmark og lignende (Farmer et al. 2006) og det er vist at rådyr oftere unnslipper jegere i tettere skogvegetasjon (Benhaïem et al. 2008). Rådyret oppholder seg ofte i habitat nær menneskelig aktivitet, i kulturlandskapet med jordbruksområder noe som også bringer gaupa til disse områdene (Bunnefeld et al. 2006; Basille et al. 2009). Man forventer derfor en tett interaksjon mellom de tre aktørene, men at gaupa lokalt utgjør en større fare i tett habitat mens jegere er mer effektive i åpent habitat.

Målet med min studie er å undersøke om rådyrets risiko for å bli drept av jegere kontra gaupe varierer mellom habitattyper, med spesiell fokus på habitat-tetthet. For å undersøke dette har jeg kartlagt habitattype og -struktur på lokaliteter der rådyr er drept av gaupe og jegere i Øvre Hallingdal, Buskerud. Gaupa forventes å være mest effektiv i tett habitat mens jegere trenger åpnere terreng for å løsne skudd. Hypotesen min er derfor at andel rådyr som er drept av gaupe, og ikke jegere, vil øke med habitattetthet.

Metode

Studieområde

Studieområdet ligger i Hallingdal, som er et stort dalføre i Buskerud fylke, delt mellom kommunene Flå, Nes, Gol, Hol, Ål og Hemsedal (60°21' - 60°52' N; 8°15' - 9°37'Ø). Det totale arealet på studieområdet er på ca. 5800 km². Vegetasjonen innenfor studieområdet er variabel, og det er flere ulike vegetasjonstyper i området. Den mest utbredte vegetasjonssonen er nordboreal sone (nordlig bar- og bjørkeskogsone). I nordboreal sone vokser hovedsakelig lavvoksende barskog og bjørkeskog (*Betula pubescens*), mens andre trearter som osp (*Populus tremula*), vier arter (*Salix*) og rogn (*Sorbus aucuparia*) også er vanlige (Moen 1998). Over 70 % av arealet i dalføret ligger over 900 moh, ca. 21 % av arealet er produktiv skog, mens 2 % er jordbruksareal (Thorsnæs 2009). Dalføret går fra Flå i sørøst- nordvest retning med bratte fjellsider med mindre områder av løsavsetninger (Thorsnæs 2009). I Gol brekker dalen nordvest, hvor også dalen blir mer åpen med sidemorener (Thorsnæs 2009). Værdata fra Nesbyen værstasjon er gitt for perioden 2006-2011 til og med til 14.2.2012 (<http://senorge.no>). I denne perioden har det vært 0,32 mm nedbør i snitt per døgn. De gjennomsnittlige døgntemperaturene for juli og januar måned har vært for denne perioden 17°C og -6,9°C, snødybden har ligget på et gjennomsnittlig mål på 27 cm i måneder med snøfall på årsbasis (NVE 2012).

Gaupebestanden

Studieområdet er en del av rovviltregion 2, som består av fylkene Buskerud, Telemark, Øst-Agder og Vest-Agder. I region 2 har det i gjennomsnitt vært registrert 15,25 familiegrupper (hunngaupe med unge) fra 2006 til 2011 (Rovdata 2011). Innenfor studieområdet i Hallingdal har antallet registrerte familiegrupper av gaupe ligget mellom 1-4 siden familiegrupperegistreringen startet i 1996 (Rovdata 2011).

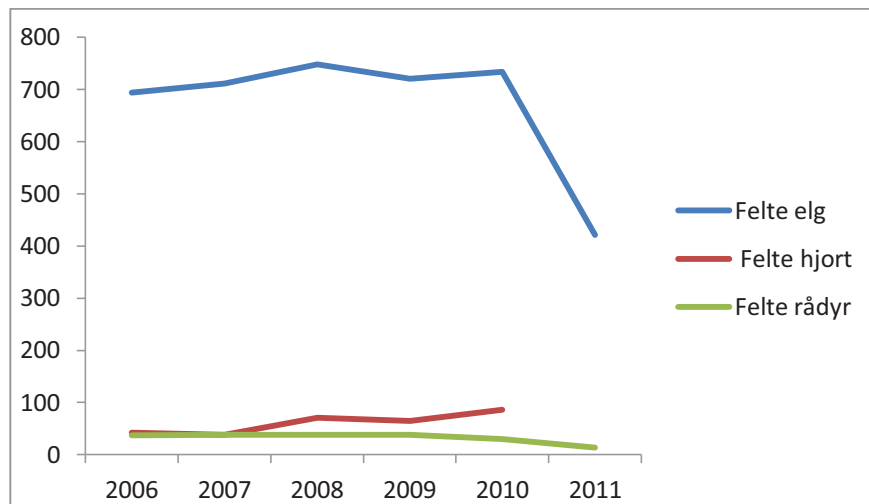
Rådyrbestanden

Rådyret er representert over størsteparten av den sørlige og sentrale delen av Norge mellom 58° og 65° nord, utenom de vestlige delene (Melis et al. 2010). Studieområdet ligger innenfor en av de mer fattige rådyrdistriktene på Sør-Østlandet. Preferert sommerhabitat er gjerne de mer frodige områdene som plantefelt og andre rike vegetasjonsområder, åpne områder som eng blir mest brukt som beite om natten (Selås et al. 1991; Mysterud 1996). Vinterstid

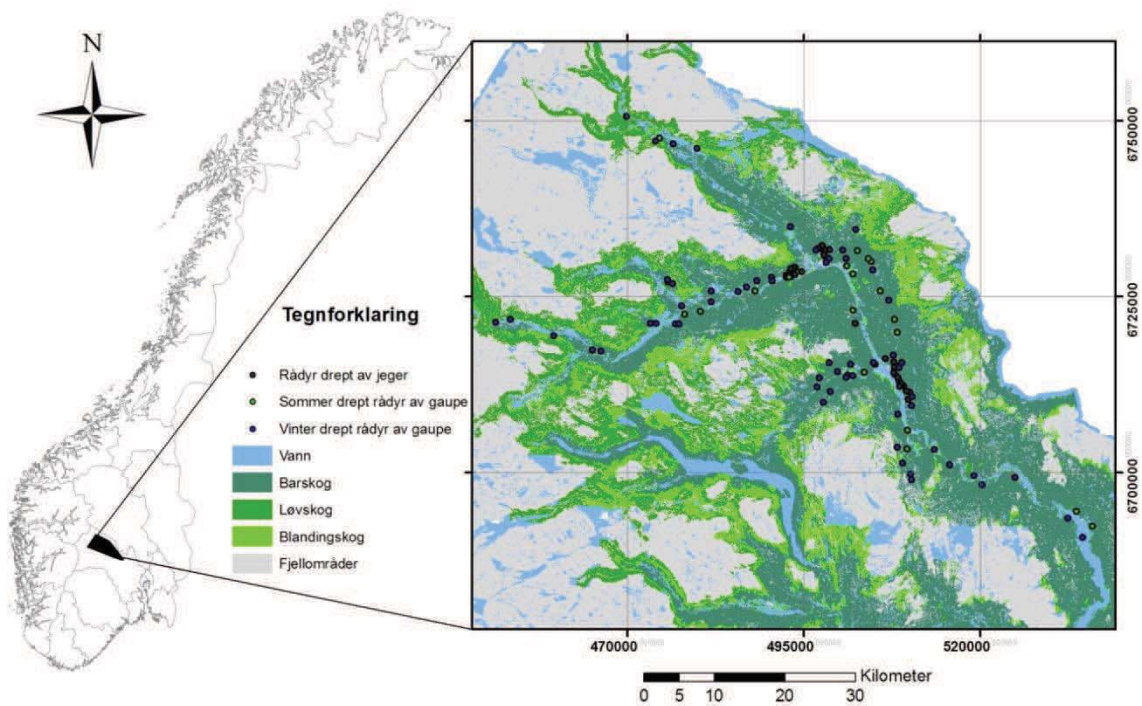
oppholder rådyret seg i større grad i nærheten av kunstige foringsplasser nært menneskelige bosetninger (Bunnefeld et al. 2006). I tillegg til gaupa er rødreven (*Vulpes vulpes*) den viktigste predatoren på rådyr. Gaupe utgjør en risiko hele året, mens rødrevpredasjon er størst stort sett i sommermånedene juni-august (Andersen et al. 2001; Selås & Vik 2006). I de første 6 ukene av kalvingstiden til rådyr kan predasjon fra både rødrev og gaupe føre til en top-down effekt; bestanden blir kontrollert av predasjon (Gervasi et al. 2011). Andre hjortevilt som er presentert innenfor studieområdet er hjort, og elg (*Alces alces*) og foreløpige fellingstall fra 2006-2011 (Figur 1) for kommunene i Hallingdal viser en økning av felte hjort, mens elg- og rådyrfellingene har gått tilbake (Hjorteviltregisteret 2012).

Jakt på rådyr

Jaktsesongen på rådyret starter med jakt på voksen bukk fra 10. august, mens den ordinære jakten på geiter og yngre bukker starter fra den 25. september og varer til den 23. desember (Dirnat 2007). I Norge er jakt med drivende hund en populær jaktform på rådyret. Denne jaktformen ble vanlig på 1970- og 1980 tallet (Andersen et al. 2004). Denne jaktformen kan utøves alene eller den kan bestå av posteringsjakt med flere jegere. Smygjakt på rådyr er gjerne en mer krevende jaktform, og stiller større krav til jegerens kjennskap til terrenget og rådyrets atferd (Andersen et al. 2004). En annen jaktform som mange utprøver på bukkejakten er lokkejakt. Dette er en jaktform som er en tålmodighetsprøve og ender sjelden med fangst (Andersen et al. 2004). Andre jaktformer kan være posteringsjakt der jegeren kan sitte på post, og vente på at rådyret kan komme innom det stedet (Andersen et al. 2004). Dette er særlig en jaktform som passer for bukker, siden de er sterkt revirhevdene (Andersen et al. 2004). Før jakt med drivende hund ble populært var det mange jegere som drev med sporsnøjakt som er en svært tradisjonell jaktform særlig på 1950- og 1960 tallet (Andersen et al. 2004). Dette kan også utføres alene eller som et jaktlag. Innenfor studieområdet var det registrert 155 rådyrjegere i 2011 (Statistisk sentralbyrå 2012). Jaktformen innenfor studieområdet bar preg av å være mest rettet mot drivjakt med hund eller smygjakt, og av våpen er rifle med kikkertsikte mest vanlig i bruk både med postering ved hundebruk og smygjakt. Rifle gir en mulighet til å ta ut rådyr på lengre avstand, og er dermed mer rettet mot bruk med mer åpen sikt (enn hagle).



Figur 1: Fellingstatistikk for elg, hjort og rådyr i Hallingdall fra 2006-2011.



Figur 2: Studieområdet over Hallingdal i Buskerud fylke med punkter hvor rådyr har blitt drept av jeger og gaupe.

Datamateriale

Datamaterialet ble samlet inn sommeren 2011, totalt ble det gjort feltundersøkelser på 115 kadaverpunkter av rådyr, 81 tatt av gaupe og 34 felt av jegere.

Posisjoner der gaupa har drept rådyr

Forskningsprosjektet Scandlynx (<http://scandlynx.nina.no>) har siden 2006 fulgt 30 gauper med GPS-sendere i de 3 fylkene Buskerud, Vestfold og Telemark. Gaupene ble fanget i gjennomgangsbåser og med fjærbelastete snarer på byttedyr tatt av gaupe. Når gaupene blir fanget blir de bedøvd før de blir merket med en GPS-sender (Vectonic Aerospace GmbH). GPS-senderne er beregnet å vare 1-2 år på dyrene før de faller av. I perioder programmeres senderne til å ta opptil 24 posisjoner i døgnet, og alle posisjoner der gaupene stopper opp, såkalte cluster (Mattisson et al. 2011), kontrolleres så av feltpersonell (Odden et al. 2012). Totalt ble det funnet 81 gaupedrepte rådyr innen studieområdet (Figur 2). Disse ble drept av 4 merka hunngauper (F189, F218, F228 og F237) og 4 merka hanngauper (M187, M209, M263 og M273). Jeg oppsøkte posisjonene rådyrene ble drept på nytt for å gjøre mer omfattende skog- og vegetasjonsregistreringer.

Posisjoner der jegere har skutt rådyr

I tillegg ble det samlet inn data på hvor lokale jegere i Hallingdal har felt rådyr. Jegerne ble funnet ved hjelp av fellinger som var innrapportert til miljøavdelingen i fra noen av kommunene innenfor studieområdet, og noen lokale kontakter som har vært involvert innen Scandlynx prosjektet ble kontaktet. Posisjoner for de jegerskutte rådyrene ble overført til GPS enten ved hjelp av et kart der jegerne hadde kartfestet fallstedet (75 %) eller at de ble med ut i felt, og fysisk viste hvor rådyret falt (25 %). Noen av posisjonene som jegerne hadde felt rådyr var eldre fellinger der habitatet kan ha endret seg som følge av hogst og trevekst.

Habitatregistreringer

Formålet var å kvantifisere hvilket habitat som var på jegernes drapssted i forhold til gaupas drapssted med fokus på skjul. Hvert punkt ble oppsøkt ved hjelp av en håndholdt GPS. Dataene ble samlet inn under samme vekstsesong (juni-august) for å kunne ha like forhold under datainnsamling. For å måle skogtetthet ble det brukt en rekke målinger for å kvantifisere skjul. Registreringer ble gjort innenfor en sirkel med 50 meter radius og senter i

GPS-punktet. Hver sirkel ble delt inn etter 4 sektorer eller kvadranter etter nord, øst, sør og vest kompasskurs. For hver kvadrant ble det gjort følgende målinger:

- Horisontal dekningsgrad. Det ble benyttet to coverboard stående oppå hverandre 30 x 40 cm med 40 ruter på for å simulere skjul som liggende og stående rådyr (Nudds 1977; Mysterud 1996). Hver av rutene representerte 2.5 % dekningsgrad som skjul. Coverboardet ble plassert i nullpunktet med GPS nøyaktighet på drapsplass, og coverboardet ble observert kontinuerlig ut til en avstand på 50 m (eller til det var helt skjult). Observasjon av coverboardet ble gjort med håndkikkert fra knestående posisjon for å få det mest mulig likt gaupa og rådyret sin synsvinkel. Den avstanden hvor coverboard ikke lengre var synlig ble registrert til nærmeste meter (med målebånd). I tillegg registrerte jeg om det var høyden på vegetasjon eller topografi som gjorde at coverboardet forsvant (Mysterud 1996; Mysterud & Østbye 1999).
- Vertikal dekningsgrad/kronedekke. Det ble brukt et konkavt densiometer til å måle kronedekket i 4 himmelretninger (Lemmon 1956; Lemmon 1957). Densiometeret er oppdelt i 24 ruter og hver av rutene ble delt opp i 4 slik at man kan maksimalt telle til 96 ruter (Lemmon 1956). Det ble talt hvor mange ruter som var åpne (fri sikt) i forhold til kronedekke på trærne over. Summen av antall åpne ruter ble multiplisert med 1,04 for å finne en prosentvis dekningsgrad. Dette ble målt i brysthøyde av observatøren, i tidligere studier med skjul parametre har det blitt gjort i en høyde på 30 cm over bakkenivå for å etterligne et liggende rådyr (Mysterud & Østbye 1995).
- Habitattype skilles i blandingsskog, løvskog, fjellbjørkeskog, barskog, myr, alpine soner (lav, mellom og høy) og innmark innenfor hver sektor. Den dominerende bunnvegetasjon ble notert, og klassifisert etter type (Fremstad 1997), og om bunnvegetasjonen var høy eller lav i forhold til hvordan vegetasjonen dekket coverboard.
- Den prosentvise andelen av type skog ble anslått for bjørk, gran (*Picea abies*), furu (*Pinus sylvestris*), ROS (rogn, osp og selje (*Salix caprea*), og andre treslag som kunne bli funnet innenfor hver sektor.
- Tretetthet ble beregnet ved hjelp av et relaskop. Relaskopet ble brukt enten på faktor 0.5, 1 eller 2 i forhold til hvilken tetthet det var på skogen på GPS-punktene. Dette ble

undersøkt innenfor hver sektor ved å sikte på brysthøyde på hver trestamme, hvis stammen var innenfor spalten på relaskopet ble stammen telt på hvordan type treslag det var. De ble sortert innen gran, furu, ROS og andre treslag. Faktorene ble senere slått sammen, og verdien ble regnet ut for hver av treslagene som ble telt. For bruk i senere analyser ble tetthet for alle treslag slått sammen.

- Trehøyde. Ved hjelp av en vertex høydemåler ble den gjennomsnittlige middelhøyden på trebestanden innenfor hver sektor registrert. Transponderen til høydemåleren ble plassert i en høyde av 1,3 m på trestammen, og total høyde på treet ble lest av ved hjelp av høydemåleren (Haglöf 2007).
- Hogstklasse. Aldersbetegnelsen og klassifiseringen av veksten for bestanden av skog innenfor hver sektor ble anslått ved å bruke hogstklasse 0-5 (Solbraa 2001).

0. Ingen skogforyngelse
1. Skog under foryngelse (hogstflate)
2. Forynget skog som ennå ikke har nådd alder for første tynning (0-5 år)
3. Yngre produksjonsskog som kan tynnes med uttak av drivbart virke (5-40 år)
4. Eldre produksjonsskog (40-90 år)
5. Gammel og hogstmoden skog

Statistiske analyser

All databearbeiding og alle analyser ble gjort i statistikkprogrammet R v. 2.12.1. (R Development Core Team 2008). Målinger fra hver sektor ble slått sammen til en gjennomsnittsverdi (for kontinuerlige variabler) eller en dominerende klasse (faktorvariabler). Siden vi måler skjulvariabler på mange ulike måter forventer vi høy grad av korrelasjon mellom mange variabler. Jeg laget en korrelasjonsmatrise ved å kjøre funksjon polycor i R pakken "polychoric and polyserial correlations" (Fox 2010). Det ble brukt logistisk regresjon (Hosmer & Lemeshow 1989) med funksjonen GLM i R der responsvariabelen var felt av jeger under jakt (1) versus drept av gaupe (0) som binær respons. Utvelgelse av prediktorvariabler ble gjort med modellseleksjon med AIC (Akaike Information Criterion) (Burnham & Anderson 2002). Det anbefales ikke å ha med forklaringsvariabler som korrelerer med mer enn 0.5 i samme analyse (Graham 2003). Hvilken av to korrelerete variabler som ble beholdt ble avgjort ut ifra hvilke som hadde lavest AIC i univariate

modeller. De forklaringsvariablene som utgikk fra videre analyser fordi de hadde en korrelasjonskoeffisient > 0.5 med bedre (ut fra AIC) forklaringsvariabler var: andelen av bjørk, habitat, middelhøyde på trær, lav eller høy bunnvegetasjon, effekten av relaskop for furu, gran, ros artene, bjørk og alle treartene slått sammen som en variabel av dominerende treslag. De variablene som enten ble utvalgt direkte i univariate tester eller hadde en korrelasjonskoeffisient under < 0.5 med slike variabler var andelen av furu, gran, ROS artene, hogstklasse, densiometer (kronedekke), maksimal siktavstand til coverboard og type bunnvegetasjon. Tabell1 viser korrelasjonen mellom alle prediktorvariabelene.

AICc ble brukt for å finne den beste modellen for de variablene som ikke var korrelerte (Burnham & Anderson 2002). Kriteriene var lavest AICc, men innenfor $\Delta AICc < 2$ velges den enkleste modellen (den med færrest forklaringsvariabler). AIC vekt ble brukt for å se om den beste modellen har sterk konkurranse fra alternative modeller. Den beste modellen ble testet for overdispersjon (om modellen passer dataene dårlig). Jeg konkluderte med at modellen ikke var overdispersert dersom $p > 0.05$ (Agresti 1990). Parameterestimer fra den beste modellen er vist i figurer og tabeller der en variabel anses som signifikant hvis $p < 0.05$.

Tabell 1: Korrelasjonstabell for alle målte vegetasjonsvariabler. Pearson (P) = korrelasjon mellom numeriske variabler, polyserial (Ps) = korrelasjon mellom numeriske og ordinale variabler (Pc) =korrelasjon mellom ordinale variabler. Verdier markert med fete typer viser korrelasjon på mer enn 0.5.

	Furuskog	Granskog	Bjørkeskog	ROS	Andre treslag	Type habitat	Hogstklasse	Kronedekke	Relaskop (furu)	Relaskop (gran)	Relaskop (ROS)	Relaskop (bjørk)	Relaskop (alle treslag)	Coverboard	Lav/høy bunnveg.
Furuskog	1	P	P	P	P	Ps	Ps	P	P	P	P	P	P	P	Ps
Granskog	-0.3775	1	P	P	P	Ps	Ps	P	P	P	P	P	P	P	Ps
Bjørkeskog	-0.3751	-0.5147	1	P	P	Ps	Ps	P	P	P	P	P	P	P	Ps
ROS	-0.3895	-0.432	0.1993	1	P	Ps	Ps	P	P	P	P	P	P	P	Ps
Andre treslag	-0.05187	-0.07764	-0.04203	0.07202	1	Ps	Ps	P	P	P	P	P	P	P	Ps
Type habitat	-0.4805	-0.5939	0.739	0.7633	0.07003	1	Pc	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Pc
Hogstklasse	0.08155	0.2771	-0.2531	-0.2938	0.02633	-0.4175	1	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Ps	Pc
Kronedekke	-0.0706	-0.1521	0.2738	0.009066	0.1132	0.1659	-0.4152	1	P	P	P	P	P	P	Ps
Relaskop(furu)	0.7837	-0.2865	-0.326	-0.2734	-0.07131	-0.3615	0.1898	-0.2608	1	P	P	P	P	P	Ps
Relaskop(gran)	-0.2646	0.7135	-0.4263	-0.2621	-0.1026	-0.3842	0.4364	-0.4634	-0.1119	1	P	P	P	P	Ps
Relaskop(ROS)	0.2915	0.2627	-0.3986	-0.3596	-0.1524	-0.4386	0.5249	-0.667	0.5889	0.655	1	P	P	P	Ps
Relaskop(bjørk)	0.3233	0.2726	-0.5531	-0.2393	-0.1481	-0.439	0.4782	-0.6074	0.6145	0.6681	0.9358	1	P	P	Ps
Relaskop (alle treslag)	0.2225	0.1998	-0.3686	-0.1905	-0.1653	-0.3041	0.5081	-0.7021	0.5322	0.6288	0.9681	0.9383	1	P	Ps
Coverboard	0.2703	0.195	-0.2955	-0.3733	0.08113	-0.3419	0.1622	-0.06643	0.2852	0.3098	0.4421	0.3998	0.3854	1	Ps
Lav/høy bunnveg.	0.3416	0.5323	-0.559	-0.6996	0.0777	-0.7099	0.5178	-0.3925	0.3604	0.5408	0.6447	0.6103	0.5562	0.651	1
Middel-høyde	0.227	0.3395	-0.3609	-0.4359	-0.1511	-0.5277	0.706	-0.4254	0.3009	0.5093	0.63	0.5935	0.5925	0.3782	0.6782
Bunn-vegetasjon	-0.08907	-0.1886	0.1589	0.2866	-0.1381	0.3286	-0.1794	0.1813	-0.1079	-0.1772	-0.2335	-0.1699	-0.1801	-0.09352	-0.1869

Resultat

Rådataene viser at innenfor studieområdet skjedde de fleste rådyrdrapene foretatt av både gaupe og jegere i barskog. Type barskog var derimot ulik på drapssteder for gaupe og jegere, med et høyere innslag av gran på gaupedrepte lokaliteter og mer furu der jegere hadde skutt rådyr (Tabell 2).

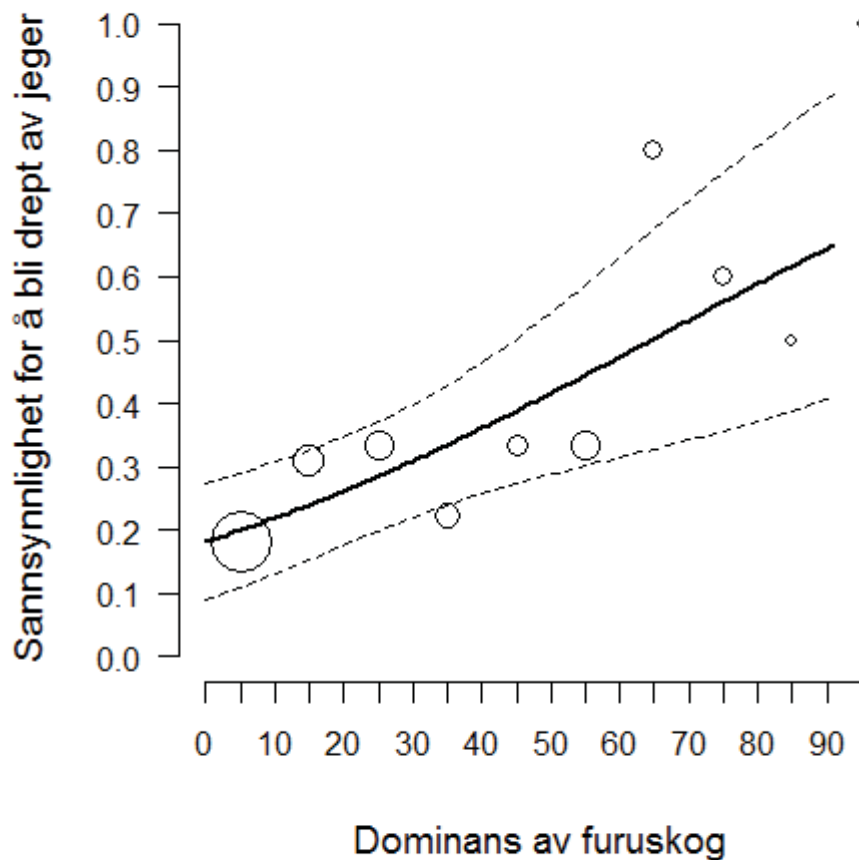
Tabell 2: Oversikt over fordelingen av punktene for gaupedrepte og jegerdrepte dyr etter hvor stor andel (%) av skogen består av gran eller furu.

	Andel av skog	0-25 %	25-50 %	50-75 %	75-100 %
Jegerdrept rådyr	Furu	44 %	18 %	26 %	12 %
	Gran	44 %	41 %	6 %	9 %
Gaupedrept rådyr	Furu	67 %	17 %	14 %	2 %
	Gran	23 %	28 %	35 %	14 %

Den modellen som best forklarte om rådyret ble drept av jeger i stedet for gaupe inkluderte bare andel furu (Tabell 3). Risikoen for å bli drept av jeger sammenlignet med å bli tatt av gaupe øker med andelen av furu i en radius av 50 meter rundt drapsstedet (estimat= 0.0233, SE= 0.00802, $p= 0.00365$; Figur 3). Dette støtter prediksjonen om at jegere dreper en større andel rådyr i åpent habitat. Det var åtte sterkt konkurrerende modeller men alle modeller med $\Delta AICc > 2$ hadde flere variabler enn den beste modellen (Tabell 3). Ingen andre variabler var spesielt hyppig forekommende blant de beste modellene (Tabell 3).

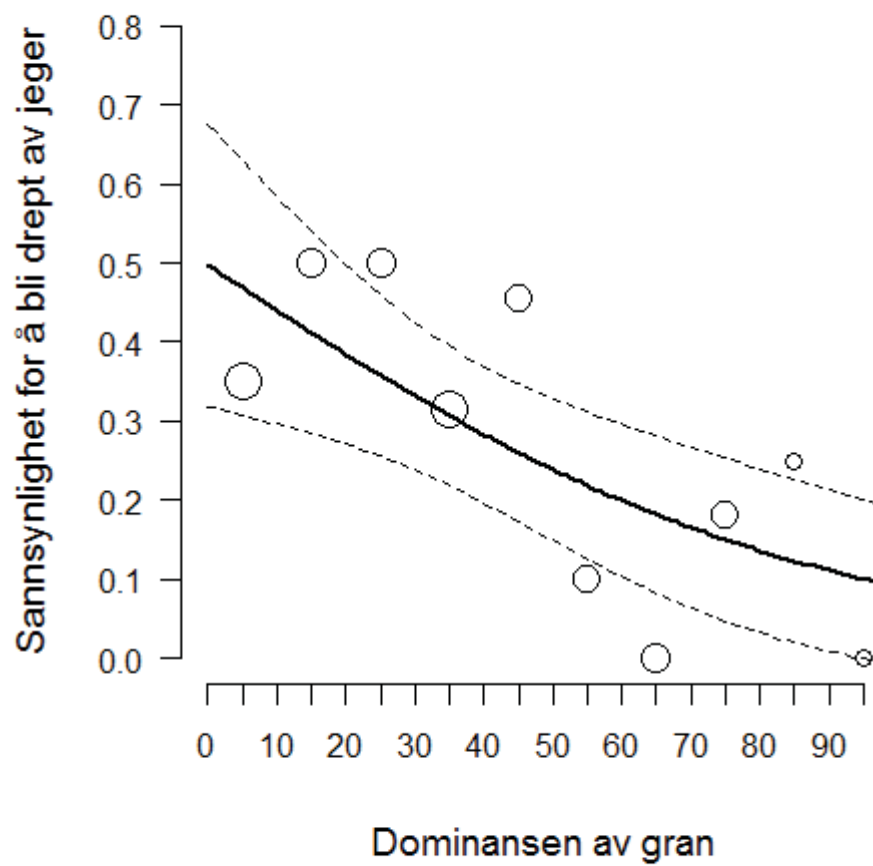
Tabell 3: Sammenligning av modeller for rådyrpredasjon av jegere mot gaupe.

Modellnr.	Furu	Andre treslag	Gran	Bunnveg.	Hogstklasse	ROS	Coverboard	Kronedekke	AICc.verdi	delta.AICc
144	1	0	0	1	0	0	0	0	103.1000	0.000000
224	1	1	1	0	0	0	0	0	103.6849	0.5849131
208	1	1	0	1	0	0	0	0	103.7227	0.6227052
160	1	0	1	0	0	0	0	0	104.3512	1.2512221
128	1	0	0	0	0	0	0	0	104.4869	1.3869299
192	1	1	0	0	0	0	0	0	104.6641	1.5641338
146	1	0	0	1	0	0	1	0	105.0048	1.9048711
145	1	0	0	1	0	0	0	1	105.2169	2.1169159
148	1	0	0	1	0	1	0	0	105.2880	2.1880529
130	1	0	0	0	0	0	1	0	105.3371	2.2371438
176	1	0	1	1	0	0	0	0	105.4238	2.3238187
226	1	1	1	0	0	0	1	0	105.5883	2.4883152
194	1	1	0	0	0	0	1	0	105.6107	2.5107174
225	1	1	1	0	0	0	0	1	105.7038	2.6038287
210	1	1	0	1	0	0	1	0	105.7578	2.6578676
209	1	1	0	1	0	0	0	1	105.8206	2.7205976



Figur 3: Relativ sannsynlighet for å bli drept av jeger i stedet for gaupe som en funksjon av andel furu i 50 meters radius rundt drapsstedet.

Når det blir mindre av ett treslag må det nødvendigvis bli mer av andre. Allikevel er andel furu og andel gran såpass lite korrelert ($r = -0.378$; Tabell 3) at det gir mening å analysere effekten av gran i en separat modell. Utfra deltaAICc er den nest beste univariate modellen den som inneholder bare 4.94 % (deltaAICc= 6.32) høyere enn beste modell. En høyere prosentvis andel av gran i en radius av 50 meter rundt drapsstedet (killsite) reduserer risiko for å bli drept av jeger sammenlignet mot å bli tatt av gaupe (estimat= -0.0229, SE= 0.00867, $p = 0.0081$; Figur 4). Dette støtter også prediksjonen min om at gaupa dreper i tettere habitat enn jegere, siden gran vanligvis er en tettere habitattype enn furu.



Figur 4: Relativ sannsynlighet for å bli felt under jakt i stedet for å bli drept av gaupe når andelen gran øker i 50 meters radius rundt drapsstedet.

Diskusjon

I denne studien viser jeg at risikohabitatet som påføres av gaupe er ulikt det som påføres av jegere. Den relative sannsynligheten for predasjon fra gaupe, hos rådyr i Hallingdal, øker med andel gran i skog. Jegere har en høyere jaktsuksess for fellinger der andel åpen furuskog blir høyere. Det ble ikke funnet noen effekt av dominerende habitat (som innmark), tetthet (relaskop) og åpen og lukket skog (densiometer) som kunne være viktige parametre for skjul for rådyret. Studiet mitt er blant de første som dokumenterer at risikoraten for å bli drept av en predator i stedet for en annen varierer systematisk langs en habitattetthetsgradient.

Dobbelpredasjon gir mindre muligheter for skjul

Mine resultater viser at den relative sannsynligheten for rådyr å bli drept av jegere kontra gaupe øker med innslaget av furu. Selv om tettheten (målt med et relaskop) av de forskjellige treslagene ikke kom med i de beste modellene, kan furuskog betegnes som en mer åpen skogtype enn granskog, hvor gaupa drepte rådyr. Dette gjør at jegerens mest brukte jaktmetode (posteringsjakt med rifle) i forhold til gaupas (snik og bakholdsangrep) (Nilsen et al. 2009) er fordelaktig fordi jegeren kan se byttet på lengre avstand og ta rådyret ut før det sanser jegeren. Det kan virke som om jegere velger områder med furuskog siden jakt her oftere vil lede frem til skudd. Det er tidligere vist at jaktsuksess er høyere i åpent landskap (Benhaiem et al. 2008). Gaupa utnytter også i stor grad skogsområder, og skog med tett vegetasjon til jakt. Puma (*Puma concolor*) er et eksempel på et kattedyr som i stor grad bruker skogkanter som skjul for å øke jaktsuksessen (Laundré 2010). Den er mer effektiv hvor habitatet i større grad består av en blanding av barskog og løvskog, da spesielt i steppeområder og kupert terreng (Logan & Irwin 1985). Desto nærmere gaupa kan snike seg på et bytte ubemerket, jo høyere er suksessen for å legge det ned. Flukten for et bytte varer sjelden mer enn 20 meter når gaupa har fått gjort et vellykket framstøt (Bolstad et al. 1998). Tidligere undersøkelser viser at 62 % av jaktforsøkene endte med utbytte (Andersen et al. 2005). Samtidig har studier gjort på tamrein (*Rangifer tarandus*) fra Nord-Sverige påvist at gaupa ikke nødvendigvis er avhengig av skjul for å komme inn på byttet før den setter i gang et angrep, spesielt på vintrene (Pedersen et al. 1999). Mine resultater viser til i likhet med andre studier på Eurasisk gaupe at den preferer vegetasjon med skjul i skog (Zimmermann & Breitenmoser 2002; Niedziakowska et al. 2006; Basille et al. 2009). Dominans av granskog har en klar fordel med å være mer lukket som skogvegetasjon i forhold til andre treslag som for eksempel den jegerne foretrekker.

Dobbelpredasjon fra gaupa og jegere påfører rådyret risiko både i åpen og lukket skog. Både gaupe og jeger er i stand til å ta ut en stor del av rådyrbestanden. Det har vært vist at gaupa kan ta opptil 10 % av en årlig bestand i de mer rike rådyrområdene på Sør-Østlandet, mens i de mer rådyrfattige områdene som i Hedmark kan den gjøre et innhogg på hele 20-30 %. (Andersen et al. 2005). For jakt i områder med en del naturlige predatorer og normal bestandstetthet av rådyr (> 2 per km²) er det optimalt å ta ut mellom 30-70 % av tilveksten selv med en betydelig gaupebestand på 10 gauper per 1000 km² (Solberg et al. 2003). Dette viser at både gaupa og jegere er betydelige predatorer som rådyret sannsynligvis responderer på ved unnvikelsesadferd.

I et av de få tidligere studiene som har sett på predasjonsrisiko fra to predatorer samtidig, ble det i motsetning til i min studie funnet et sammenfallende likt predasjonstrykk fra begge predatorene. Farmer (2006) fant ingen økende risiko i mer åpen eldre naturskog for verken jeger- eller ulvepredasjon på sitka svarthalehjort (*Odocoileus hemionus sitkensis*). Desto mer åpen den eldre skogen der sitka svarthalehjorten opphold seg ble risikoen for å bli drept redusert (Farmer et al. 2006). Skog som ble utnyttet til skogbruk > 29 år, økte derimot risikoen for predasjon av både ulv og jeger (Farmer et al. 2006). Andre risikohabitater ble funnet i åpne habitat som hogstflater, sumpskog og områder med tilknytting til vei at risikoen ble høyere for å bli drept uavhengig av hvilken predator som sto bak dødeligheten (Farmer et al. 2006). Til forskjell fra gaupa er ulven et hundedyr som er mest effektiv i åpent habitat (Wells & Bekoff 1982), i de samme habitattypene som jegere foretrekker i mitt studieområde. To ulike skogshabitater er presentert i min studie som risikohabitat mot Farmer (2006) som fant ut at skogshabitat med åpen eldre skog var en trygg refuge mot begge predatorene, mens bestandsskogbruk generelt økte risikoen. Dette romlige predasjonstrykket er sannsynlig en av grunnene til de ulike funnene i Farmers (2006) og min studie. Begge støtter dermed teorien om at kontrasterende jakt-adferd er det som driver forskjeller i risikohabitater mellom ulike predatorer. Det var forventet å finne en større risiko for rådyret å bli drept av jegere kontra gaupe i helt åpne områder slik som innmark, med det ble ikke funnet noen støtte for dette i min studie. Det kan antyde at rådyret velger å holde seg i habitat i tilknytting skog og skjul. I Polen er det funnet at der det var dobbelpredasjon på rådyr, så foretrakk rådyret skog med tilknytning til skogbruket og skog som hadde vært utnyttet over lengre tid (Theuerkauf & Rouys 2008). Det kan være at rådyret som preferer mer skjul når den opplever et sterkt predasjonstrykk fra to ulike predatorer.

En teori er at byttedyr med naturlige predatorer som er sjelden, har en høyere risiko for å bli drept (Brown et al. 1999). Desto mer utbredt et bytte er forventes det at en sjelden predator blir mer effektiv, mens om predatoren har en mer konstant tilstedeværelse bør byttet stadig bli vanskeligere å ta (Brown et al. 1999). Ved en minkende pumabestand vil mulhjort (*Odocoileus heminus*) oppleve en lavere predasjonsrate dersom dette ikke stemte (Brown et al. 1999). Pumaer bruker imidlertid mer tid på jakt i større skogområder kontra de mindre, og mulhjort kommer sjeldnere i kontakt med en puma (Brown et al. 1999; Laundré 2010). Pumaen på sin side vil ha utbytte av det over en lenger tidsperiode i større skogtrakter enn i mindre (Laundré 2010). Pumaens byttedyr bruker lenger tid til å oppfatte trusselen om pumaen sitt nærvær og kan holde seg i lenger perioder i habitatet (Brown et al. 1999; Laundré 2010). Ved å overføre dette til mine funn, kan en forklaring være at byttet og predator møtes sjelden. Gaupa bruker store hjemmeområder i reviret som kan indikere at hvert enkelt rådyr sjelden treffer på gaupe (Herfindal et al. 2005). Dersom møtene er sjeldne kan det forklare hvorfor rådyret allikevel oppholder seg i tett habitat, der risikoen for gaupepredasjon er høy gitt at en gaupe er tilstede.

Sesongavhengig predasjonsrisiko

Det er ikke tatt høyde for å undersøke sesongvariasjon i studiet mitt på grunn av lav utvalgsstørrelse (34 jegerpunkter og 81 gaupepunkter). Drapsplassene fra jegere er fra jakttiden på høsten, mens de gaupedrepte rådyrene er drept i gjennom hele året. Scandlynx definerer sin vintersesong fra 1.11-30.04 der 61 av de gaupedrepte rådyrene er fra vintersesongen. Antall punkter fra barmarksesongen (1.05 – 31.10) er på 20 punkter. Det er ulik sosial struktur og klimatiske forhold fra barmark til snødekt terreng for rådyr, og hele denne perioden er det nesten kun gaupe som er predator på voksne rådyr siden rådyrjakta avsluttes 23. desember. Rådyrbukkene har sterkt konkurrerende revir i barmarkperioden, og er ganske uimottakelige mot andre bukker i motsetning til vinteren der rådyr kan leve i større grupper rundt foringsplasser, i noen tilfeller i større gruppe i et avgrenset område (Andersen et al. 2005). En antipredatoratferd for rådyret vinterstid er å ha liggeplasser på mindre topper i terrenget for å kunne være oppmerksom på omgivelsene (Mysterud & Østbye 1995). På sommeren er gjennomsnittsstørrelsen på hjemmeområde til rådyr avhengig av hvor mye vegetasjon som er tilgjengelig til skjul, og bruken blir mindre ved høy skjul tilgang (Tufto et al. 1996; Nilsen et al. 2004). En avgjørende faktor for gaupas jaktsuksess er at den trolig har god kjennskap til hvor rådyret befinner seg i sitt hjemmeområde både sommer- og vinterstid

(Solberg et al. 2003). Jegere vil også søke der rådyret har sin habitat, spesielt på smygjakt. Rådyret sine beiteområder sommerstid er å finne i ungsbogen og da særlig de vegetasjonstypene der den kan beite frodige urtevekster (Selås et al. 1991). Utover høsten går rådyret i større grad over på kvistbeite (Mysterud et al. 1997). Risikoen kan forventes å bli styrket på høsten ved dobbelpredasjon i skogvegetasjon som min studie har påvist, og rådyret kan bli sterkere utsatt for risiko når det velger å gå over til et annet beite.

I Hwange nasjonalpark, Zimbabwe fant Crosmar et al. (2012) at klauvilt artene kudu (*Tragelaphus strepsiceros*), impala (*Aepyceros melanampus*) og sabel antilope (*Hippotragus niger*) unngikk å bruke vannhull om natta for å unngå naturlig predasjon. Dette var selv om jakt fra mennesker foregikk på dagtid. Under jakttiden for rådyr vil rådyret kunne oppleve predasjonsrisiko til ulike tider på døgnet fra to forskjellige hold, med jegere på dagtid og gaupe om natten (Brainerd et al. 2006). At rådyr responderer mer på naturlig predasjon, og vil trekke ut i mer åpne habitater der den risikerer å bli skutt av jegere kan være en forklaring på mine resultater, eller at rådyret er mer aktiv på dagtid. Når jakta starter kan det være at rådyret blir mer oppmerksom på jegere og velger å trekke seg inn i habitat som gir mer skjul, men samtidig risikerer å bli predatert av gaupe i høyere grad i tett vegetasjon. Under jakttiden for mulhjort responderte den ved å holde seg i skogshabitat framfor å trekke ut i mer åpne habitat der jegere utgjorde en risiko (Swenson 1982). Der interaksjonen gaupe-rådyr er studert har man observert tilfeller av at rådyr søker til mer åpne områder når gaupe er i nærheten (Ratikainen et al. 2007). Det samme har blitt funnet for mulhjort ved forstyrrelse av naturlig predasjon der den søker i mer åpent habitat for å ha bedre oversikt (Altendorf et al. 2001). Gaupa tar sjelden mer enn ett rådyr per angrep, og på vinteren er det forventet at det blir en mer effektiv jakt fordi snødybden vil gi gaupa en fordel fordi den flyter lettere oppå snøen enn rådyret (Andersen et al. 2005). Gaupa holder en høy predasjonstakt på vinteren fordi rådyret holder seg i større grupper rundt foringsplasser og i områder med lite snø (Solberg et al. 2003). Studier der ulv er presentert på vinteren har vist at rådyret unngikk åpne områder der, særlig gjaldt dette sumpskog (Theuerkauf & Rouys 2008). I vintersesongen er det ofte klima som setter begrensning for rådyrets habitatsbruk, og det er ofte mangel på mat (Ratikainen et al. 2007). Selv om risikoen øker både i skog som er bestående av granskog (gaupe) og furuskog (jegere) er rådyret helt avhengig av faktorer som næringstilgang og skjul mot kulde i form av vind spesielt på vinteren som gjør at rådyret kan være nødt til å velge risikohabitat selv ved nærvær av predatorer (Ratikainen et al. 2007).

Konklusjon

Mine resultater viser at jegere og gaupe antagelig påfører rådyret to ulike fryktlandskap. Ulikheten i jaktteknikk mellom predatorene fører til at risikoen for å bli drept av gaupe i stedet for jeger øker med andel granskog som er ren tett habitattype. Om høsten befinner rådyret seg mellom to ”onder” på høsten med høy risiko for predasjon både i åpent og tett habitat. Rådyret har antagelig ikke råd til å forholde seg til gaupepredasjon fordi det er så mange andre faktorer som virker begrensende, særlig mat og temperatur i kombinasjon med vind om vinteren.

Litteraturliste

- Agresti, A. (1990). *Categorical data analysis*. New York: John Wiley & Sons.
- Altendorf, K. B., Laundré, J. W., González, C. A. L. & Brown, J. S. (2001). Assessing Effects of Predation Risk on Foraging Behavior of Mule Deer. *Journal of Mammalogy*, 82 (2): 430-439.
- Andersen, R., Kvam, T., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Odden, J. & Swenson, J. (2001). Møt gaupa; uproblematisk rovdyr – eller notorisk lystmorder? I: Pedersen, H. C. & Jonsson, B. R. (red.). *NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Bærekraftig høsting av bestander. Sluttrapport*: NINA. 78-85 s.
- Andersen, R., Mysterud, A. & Lund, E. (2004). *Rådyret- det lille storviltet : biologi, forvaltning, jakt*. Oslo: PDC Tangen.
- Andersen, R., Odden, J., Linnell, J. D., Odden, M., Herfindal, I., Pannzacchi, M., Høgseth, Ø., Gangås, L., Brøseth, H., Solberg, E. J. & Hjeljord, O. (2005). Gaupe og rådyr i Sørøst-Norge. Oversikt over gjennomførte aktiviteter 1995-2004. *NINA Rapport 29*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 43 s.
- Basille, M., Herfindal, I., Santin-Janin, H., Linnell, J. D. C., Odden, J., Andersen, R., Arild Høgda, K. & Gaillard, J.-M. (2009). What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography*, 32 (4): 683-691.
- Benhaiem, S., Delon, M., Lourtet, B., Cargnelutti, B., Aulagnier, S., Hewison, A. J. M., Morellet, N. & Verheyden, H. (2008). Hunting increases vigilance levels in roe deer and modifies feeding site selection. *Animal Behaviour*, 76 (3): 611-618.
- Bolstad, J. P., Stener, S. Ø., Kvam, T. & Overskaug, K. (1998). Gaupas habitatbruk i forhold til potensielle byttedyr. *Nina temahefte*, 8: 156-167.
- Brainerd, S. M., Bakka, D., Odden, J. & Linnell, J. D. (2006). Jakt på gaupe i Norge: Et informasjonshefte fra Norges Jeger- og Fiskerforbund og NINA.
- Brown, J. S., Laundré, J. W. & Gurung, M. (1999). The ecology of fear: Optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy*, 80 (2): 385-399.

- Brown, J. S. & Kotler, B. P. (2004). Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7 (10): 999-1014.
- Bunnefeld, N., Linnell, J. D. C., Odden, J., Van Duijn, M. A. J. & Andersen, R. (2006). Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology*, 270 (1): 31-39.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer.
- Creel, S., Winnie, J., Jr., Maxwell, B., Hamlin, K. & Creel, M. (2005). Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology*, 86 (12): 3387-3397.
- Crosmary, W. G., Valeix, M., Fritz, H., Madzikanda, H. & Côté, S. D. (2012). African ungulates and their drinking problems: hunting and predation risks constrain access to water. *Animal Behaviour*, 83 (1): 145-153.
- Dirnat. (2007). Brosjyre: 01.04.2007-31.03.2012 Informasjon om jakt og jaktider. Tilgjengelig fra: <http://www.dirnat.no/content/1624/Brosjyre-2007---2012-Informasjon-om-jakt-og-jakttider> (lest 08.02.2012).
- Farmer, C. J., Person, D. K. & Bowyer, R. T. (2006). Risk Factors and Mortality of Black-Tailed Deer in a Managed Forest Landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 70 (5): 1403-1415.
- Fox, J. (2010). *Polychoric and Polyserial Correlations*. 0.7-8 utg. Computes polychoric and polyserial correlations by quick “two-step” methods or ML, optionally with standard errors; tetrachoric and biserial correlations are special cases s.
- Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA temahefte, b. 12. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 279 s.
- Frid, A. & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation ecology*, 6 (11).

- Gervasi, V., Nilsen, E. B., Sand, H., Pannzacchi, M., Rauset, G. R., Pedersen, H. C., Kindberg, J., Wabakken, P., Zimmermann, B., Odden, J., Liberg, O., Swenson, J. E. & Linnell, J. D. (2011). Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore–ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology*.
- Godvik, I. M. R., Loe, L. E., Jon Olav, V., Veiberg, V., Langvatn, R. & Mysterud, A. (2009). Temporal Scales, Trade-offs, and Functional Responses in Red Deer Habitat Selection. *Ecology*, 90 (3): 699-710.
- Graham, M. H. (2003). Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. . *Ecology*, 84 (11): 2809-2815.
- Haglund, B. (1964). *Björn och lo*. Stockholm: Norstedt. 221 s., ill. s.
- Haglöf, A. (2007). *Vertex IV and Transponder T3 manual v.1.0*
- Haglöf Sweden AB.
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. & Andersen, R. (2005). Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265 (1): 63-71.
- Hjorteviltregisteret. (2012). *Hjort-Felte hjort*. Tilgjengelig fra: <http://www.hjortevilt.no/Hjort/SettDyr/FelteDyr> (lest 15.02).
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. (1989). *Applied logistic regression*. New York: John Wiley & Sons.
- Kvam, T., Sunde, P. & Overskaug, K. (1998). Matvaner hos gaupe i Nord-Trøndelag. *NINA temahefte*: Norsk institutt for naturforskning. 94-104 s.
- Laundré, J. W., Hernández, L. & Altendorf, K. B. (2001). Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology*, 79 (8): 1401-1409.

- Laundré, J. W. & Hernández, L. (2003). Winter hunting habitat of Pumas *Puma concolor* in northwestern Utah & southern Idaho, USA. *Wildlife Biology*, 9: 123-129.
- Laundré, J. W., Calderas, J. M. M. & Hernández, L. (2009). Foraging in the Landscape of Fear, the Predator's Dilemma: Where Should I Hunt? *The Open Ecology Journal*, 2: 1-6.
- Laundré, J. W. (2010). Behavioral response races, predator-prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology*, 91 (10): 2995-3007.
- Lemmon, P. E. (1956). A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Sciences*, 2: 314-320.
- Lemmon, P. E. (1957). A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry*, 55: 667-669.
- Lima, S. L. (1992). Strong preferences for apparently dangerous habitats? A consequence of differential escape from predators. *Oikos*, 64 (3): 597-600.
- Logan, K. A. & Irwin, L. L. (1985). Mountain Lion Habitats in the Big Horn Mountains, Wyoming. *Wildlife Society Bulletin*, 13 (3): 257-262.
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, J. & Segerström, P. (2011). Influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. *Journal of Mammalogy*, 92 (6): 1321-1330.
- Melis, C., Basille, M., Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Gaillard, J.-M., Høgda, K.-A. & Andersen, R. (2010). Roe Deer Population Growth and Lynx Predation along a Gradient of Environmental Productivity and Climate in Norway. *Ecoscience*, 17 (2): 166-174.
- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. 2 utg. Hønefoss: Statens Kartverk.
- Mysterud, A. & Østbye, E. (1995). Bed-site selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*) in southern Norway during winter. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 924-932.

- Mysterud, A. (1996). Bed-site selection by adult roe deer *Capreolus Capreolus* in southern Norway during summer. *Wildlife Biology*, 2: 101-106.
- Mysterud, A., Bjørnsen, B. H. & Østbye, E. (1997). Effects of snow depth on food and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* along an altitudinal gradient in south-central Norway. *Wildlife Biology*, 3: 27-33.
- Mysterud, A. & Østbye, E. (1999). Cover as a Habitat Element for Temperate Ungulates: Effects on Habitat Selection and Demography. *Wildlife Society Bulletin*, 27 (2): 385-394.
- Niedziałkowska, M., Jędrzejewski, W., Mysłajek, R. W., Nowak, S., Jędrzejewska, B. & Schmidt, K. (2006). Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation*, 133 (1): 63-69.
- Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (2004). Individual access to preferred habitat affects fitness components in female roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Animal Ecology*, 73 (1): 44-50.
- Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Odden, J. & Andersen, R. (2009). Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology*, 78 (4): 741-751.
- Nudds, T. D. (1977). Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin*, 5: 113-117.
- NVE, Meteorologisk institutt & Statens Kartverk. (2012). seNorge.no. In Norges vassdrags- og Energidirektorat (NVE), Meteorologisk institutt, Statens Kartverk, Forskningsrådet. Tilgjengelig fra: <http://senorge.no/mapPage.aspx>
- Odden, J., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (2006). Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research*, 52 (4): 237-244.

- Odden, J., Mattisson, J., Linnell, J. D. C., Mysterud, A., Melis, C., Nilsen, E. B., McNutt, H. L., Andrén, H., Brøseth, H., Teurlings, I., Persson, J., Arnemo, J. M., Sjulstad, K., Ulvund, K. R., Loe, L. E., Segerström, P., Turtumøygard, T., Strømseth, T. H., Gervasi, V., Bouyer, Y. & Flagstad, Ø. (2012). NINA Rapport 842- Framdriftsrapport for Scandlynx Norge 2011. Trondheim: NINA (Norsk Institutt for Naturforskning). 84 s.
- Pedersen, V. A., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Andrén, H., Lindén, M. & Segerström, P. (1999). Winter Lynx lynx predation on semi-domestic reindeer Rangifer tarandus in northern Sweden. *Wildlife Biology*, 5 (4): 203-211.
- Pulliainen, E., Lindgren, E. & Tunkkari, P. (1995). Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynxes in Finland. *Acta Theriologica*, 40 (2): 181-196.
- R Development Core Team. (2008). *R: a language and environment for statistical computing: R Foundation for statistical computing*
- Vienna. Austria. Tilgjengelig fra: <http://www.R-project.org/>.
- Ratikainen, I. I., Panzacchi, M., Mysterud, A., Odden, J., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (2007). Use of winter habitat by roe deer at a northern latitude where eurasian lynx are present. *Journal of Zoology*, 273: 192-199.
- Ripple, W. J. & Beschta, R. L. (2004). Wolves, elk, willows, and trophic cascades in the upper Gallatin Range of Southwestern Montana, USA. *Forest Ecology and Management*: 161-181.
- Rovdata. (2011). *Bestandsstatus gaupe*: NINA (Norsk Institutt for Naturforskning). Tilgjengelig fra: <http://www.rovdata.no/Gaupe/Bestandsstatus.aspx>
- (lest 20.02).

- Selås, V., Bjar, G., Betten, O., Tjeldflaat, L. O. & Hjeljord, O. (1991). Feeding ecology of roe deer, *Capreolus capreolus* L., during summer in southeastern Norway. *Fauna Norvegica Series A*, 12: 5-11.
- Selås, V. & Vik, J. O. (2006). Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology*, 269 (3): 299-308.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J. D. C., Brainerd, S. M., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. (2003). Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. *NINA Fagrapport 63*. Trondheim.
- Solbraa, K. (2001). *Skogskjøtsel: teknisk fagskole : fordypningsområde skogskjøtsel*. Oslo: Gan. 206 s.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Ruethe, S., Coat, L., Coat, Y. & Balestra, L. (2002). Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 39 (2): 204-216.
- Statistisk sentralbyrå. (2012). *Tabell oversikt over rådyrjakt -2011 fordelt på antall jegere kommunevis og fylkesvis*. Tilgjengelig fra: http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default_FR.asp?Productid=10.04&PXSid=0&nvl=true&PLanguage=0&tilside=selecttable/MenuSelP.asp&SubjectCode=10 (lest 08.02).
- Swenson, J. E. (1982). Effects of Hunting on Habitat Use by Mule Deer on Mixed-Grass Prairie in Montana. *Wildlife Society Bulletin*, 10 (2): 115-120.
- Theuerkauf, J. & Rouys, S. (2008). Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, 256 (6): 1325-1332.
- Thorsnæs, G. (2009). Hallingdal. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Hallingdal> (lest 26.01.2012).

- Tufto, J., Andersen, R. & Linnell, J. (1996). Habitat Use and Ecological Correlates of Home Range Size in a Small Cervid: The Roe Deer. *Journal of Animal Ecology*, 65 (6): 715-724.
- Valeix, M., Fritz, H., Loveridge, A., Davidson, Z., Hunt, J., Murindagomo, F. & Macdonald, D. (2009). Does the risk of encountering lions influence African herbivore behaviour at waterholes? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63 (10): 1483-1494.
- Wells, M. C. & Bekoff, M. (1982). Predation by Wild Coyotes: Behavioral and Ecological Analyses. *Journal of Mammalogy*, 63 (1): 118-127.
- Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2002). *A distribution model for the Eurasian lynx (Lynx lynx) in the Jura Mountains, Switzerland*. Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Washington: Island Press. 653-659 s.