# Luontomatkailun vaikutukset nisäkäspopulaatioihin Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikoilla

Tuomas Heikkilä

HELSINGIN YLIOPISTO

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET

| Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty | Laitos – Institution – Department |
|---|---|
| Biotieteellinen tiedekunta | Bio- ja ympäristötieteiden laitos |

Tekijä – Författare – Author

Tuomas Heikkilä

Työn nimi – Arbetets titel – Title

Luontomatkailun vaikutukset nisäkäspopulaatioihin Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikoilla

Oppiaine – Läroämne – Subject

Morfologis-ekologinen eläintiede

| Työn laji – Arbetets art – Level | Aika – Datum – Month and year | Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages |
|---|---|---|
| Pro gradu | Helmikuu 2007 | 59 s. + 4 liit. |

Tiivistelmä – Referat – Abstract


Matkailu, ja etenkin luontomatkailu, on yksi maailman nopeimmin kasvavista elinkeinoista. Suomessa luontomatkailun kohteita ovat ensisijaisesti erilaiset suojelualueet, kuten kansallispuistot. Taukopaikoilla matkailun on aikaisemmin osoitettu aiheuttavan kasvillisuusmuutoksia, maaperän kulumista ja roskaantumista. Tässä pro gradu -työssä selvitettiin ensimmäisen kerran luontomatkailun vaikutusta nisäkäspopulaatioihin ja etenkin niiden tiheyksiin. Työssä selvitettiin, pystyvätkö nisäkkäät hyödyntämään matkailun tuomia lisäresursseja, kuten ravintoa tai suojapaikkoja, kansallispuiston taukopaikoilla. Lisäksi selvitettiin, vaikuttaako matkailu piennisäkkäiden sukupuolisuhteeseen, lisääntymistilaan ja -menestykseen tai ruumiinmittoihin. Lisäksi tutkittiin, millä biotoopeilla mahdollinen muutos olisi havaittavissa selkeimmin. Lisäksi tarkasteltiin piennisäkkäiden yleisimpien loisten prevalenssien ja tiheyksien mahdollisia muutoksia. Lopuksi mahdollisia tiheysmuutoksia taukopaikoilla pyrittiin selittämään matkailun kulutusmuutoksilla, kuten roskaantumisella ja heinittymisellä.

Nisäkästiheydet laskettiin kahdella eri menetelmällä Pallas-Yllästunturin kansallispuiston 20 taukopaikalta ja näitä vastaavilta kontrollialueilta. Tutkimus toistettiin vuosina 2005 ja 2006. Lumijälkilaskennat suoritettiin suurempien nisäkkäiden laskemiseksi yhden päivän aikana linjalaskentamenetelmällä kevättalvisin. Piennisäkäspyynti tehtiin käyttäen pienruutumenetelmää kaksiviikkoisina jaksoina kesäisin ja syksyisin. Laskennat ja pyynnit suoritettiin hehtaarin kokoisilta tutkimusruuduilta. Neliön muotoiset tutkimusruudut sijoitettiin taukopaikoille niin, että kulunein alue (autiotupa tai muu rakennelma) osui ruudun keskelle. Kontrollialueet sijaitsivat 500 - 1000 metrin päässä taukopaikoilta niitä vastaavilla biotoopeilla.

Tutkimuksen päätulos oli, että matkailu aiheutti korkeampia nisäkästiheyksiä kansallispuiston taukopaikoilla tutkimusmenetelmästä riippumatta. Mukana olleen kanalinnun, riekon, tiheys ei eronnut taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Yksikään tutkitusta 13 lajista ei kärsinyt matkailun vaikutuksesta. Erityisesti matkailusta hyötyivät piennisäkkäät sekä kettu ja metsäjänis. Lumijälkilaskennoissa tiheyserojen muutokset näkyivät selvimmin tunturikoivikoissa ja -kankailla, piennisäkäspyynneissä puolestaan tunturikankailla sekä kuivilla kankailla.

Lisäksi taukopaikoilla havaittiin olevan kesäisin runsaammin piennisäkkäiden koirasyksilöitä ja syksyisin naarasyksilöitä. Tämä johtunee kesällä koiraiden reviirikäyttäytymiseen liittyvästä suuremmasta liikkuvuudesta ja syksyllä naaraiden lisääntymisen aiheuttamasta suuremmasta energiantarpeesta. Matkailu vaikutti myös piennisäkkäiden sukupuolikypsyyden saavuttamiseen (maturoitumiseen): kesäisin taukopaikoilla oli enemmän ja syksyllä vähemmän matuureja yksilöitä. Lisäksi syksyisin taukopaikkojen naarasmyyrien jälkeläismäärät olivat suuremmat taukopaikoilla kuin kontrollialueilla. Kesäisin taukopaikkojen resurssit edistivät piennisäkkäiden maturoitumista. Syksyllä parempi lisääntymismenestys näkyi korkeampina piennisäkästiheyksinä, mikä esti nuorien ikäluokkien maturoitumista. Matkailulla ei ollut yhdenmukaista vaikutusta piennisäkkäiden ruumiinmittoihin. Myöskään loisprevalenssit eivätkä -tiheydet eronneet taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Selvästi havaittua taukopaikkojen nisäkästiheyksien muutosta ei pystytty selittämään matkailun kulutusmuutoksilla.

Tässä pro gradu -työssä osoitettiin ensimmäisen kerran, että matkailun kulutusvaikutuksesta voi olla hyötyä nisäkäs- tai laajemmin eläinpopulaatioille. Lisäksi matkailu vaikutti piennisäkkäiden sukupuolijakaumaan ja lisääntymisbiologiaan. Matkailun hyöty nisäkäspopulaatioiden kannalta ei ole silti yleistettävissä, sillä matkailusta kärsiviä lajeja on varmasti olemassa. Tällaisia riskilajeja ovat esimerkiksi tutkimusalueella tavattava tunturisopuli ja suurpedot. Lisäksi tulokset voisivat olla erilaiset eri kasvillisuusvyöhykkeillä ja matkailijamäärillä. Tutkimusalueen mittakaava on myös yleistämisen kannalta liian pieni. Silti tulokset ovat alueellisesti merkittäviä, ja niitä voidaan hyödyntää esimerkiksi kansallispuistojen hoito- ja käyttösuunnittelussa. Tulokset ovat päänavaus tämänlaisessa matkailuvaikutuksen tutkimuksessa nisäkkäillä.



Avainsanat – Nyckelord – Keywords

Luontomatkailu, kulutus, nisäkästiheys, taukopaikka, lumijälkilaskenta, piennisäkäspyynti

Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited

Bio- ja ympäristötieteiden laitoskirjasto, Viikin tiedekirjasto

Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information

Tiivistelmät suomeksi ja englanniksi

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET

| Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty | Laitos – Institution – Department |
|---|---|
| Faculty of Biosciences | Department of Biological and Environmental Sciences |

Tekijä – Författare – Author

Tuomas Heikkilä

Työn nimi – Arbetets titel – Title

Impacts of nature-based tourism on mammalian populations in the camp sites of the Pallas-Yllästunturi national park, NW Finnish Lapland

Oppiaine – Läroämne – Subject

Morfo-ecological zoology

| Työn laji – Arbetets art – Level | Aika – Datum – Month and year | Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages |
|---|---|---|
| Master's thesis | February 2007 | 59 p. + 4 app. |

Tiivistelmä – Referat – Abstract


Tourism, and especially nature-based tourism, is one of the most rapidly growing industries in the world. In Finland major attractions of nature-based tourism are different kinds of protected areas, such as national parks. Previously tourism has been shown to cause wide array of vegetational changes, deterioration of soil and acculumulation of rubbish in the camp sites of national park. In this Master's thesis impacts of tourism on mammalian populations in the camp sites were studied for the first time. The aim was to study whether mammals are capable of exploiting human caused resources, like supplemental food and hiding places in the camp sites. In addition, possible impacts of nature-based tourism on sex-ratio, maturation, breeding success, morphological measures as well as changes in parasite prevalences and intensities of small mammals were studied. Also, possible changes in densities in different biotopes were studied. Finally, possible changes in population densities were tried to explain by vegetational changes and accumulation of rubbish in the camp sites.

Mammal densities were censused from one hectare study plot by two diffent methods in twenty different camp sites and equivalent control areas in the Pallas-Yllästunturi national park, NW Finnish Lapland. Censuses were replicated in two consecutive years in 2005 and in 2006. Snow-track censuses were carried out in order to monitor larger mammals. They were done using line method in one day period in yearly spring. Snap-trapping censuses were carried out in order to monitor smaller mammals, as voles and shrews. They were done using small-quadrat method in two 15-day periods, one in yearly summer and one in yearly fall. Five small-quadrats (15 x 15 metres) were situated in each study area. Study plots were situated in the camp sites so that the most intensively trampled area (immediate vicinity of hut or camping area) was in the middle of study plot. Control areas were selected from similar biotopes to the camp sites, some 500 to 1000 metres away. Trapped small mammals were checked for ordinary measures, sexed, weighed and then dissected for internal parasites.

Main result was that tourism had a significant impact on higher mammal densities in the camp sites irrespective of study method. Densities of grouse, which served as a control species, were not affected by tourism. Densities of none of the 13 species studied were negatively affected by tourism. Densities of some species, as the fox *Vulpes vulpes*, the arctic hare *Lepus timidus* and small mammals in general, were especially positively affected by tourism. Changes in density were the most evident in mountain heaths, mountain birch forests or other low-productivity biotopes. In addition, sex-ratio in the camp sites was male-biased in spring and female-biased in fall. That is most probably due to greater movements of male individuals in the spring and greater need for energy due to pregnancy in females in the fall. In fall breeding success of small mammals were greater in the camp sites. That partly reflected in the lower proportion of mature individuals in fall. Larger proportion of small mammals was mature in the camp sites in spring than in fall. Camp sites may offer more favourable conditions for maturation in the spring. Tourism did not have clear unidirectional impact on body weight or length of small mammals in the camp sites. Neither parasite prevalences nor intensities were affected by tourism. Higher mammal densities in the camp sites were not explainable by any available data.

In this Master's thesis it was shown for first time that mammals can benefit from tourism in the camp sites. In addition, tourism had a clear impact on reproductive biology of small mammals. These observed changes are most likely due to better exploitable resources as additional food or hiding places in the camp sites, but this connection was not proved. Of course, tourism may have different impacts on endangered species or on a different visitor pressure. Nevertheless, these results are important in the regional scale and can be used e.g. in the assessment of tourism impact in the Finnish national parks. They may also serve as a fruitful start for this kind of tourism impact study on mammals.



Avainsanat – Nyckelord – Keywords

Nature-based tourism, trampling, mammal density, camp-site, snow-track census, snap-trapping census

Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited

Department of Biological and Environmental Sciences Library, Viikki Science Library

Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information

Abstracts in Finnish and English

**1. JOHDANTO** ... 1
1.1. Matkailu ja luontomatkailu Suomessa sekä maailmalla ... 1
1.2. Kulutuksen vaikutus kasvillisuuteen ... 2
1.3. Matkailun suorat ja epäsuorat vaikutukset nisäkkäisiin ... 3
1.4. Tutkimustavoitteet ... 4
**2. AINEISTO JA MENETELMÄT** ... 5
2.1. Tutkimusalue ja kasvillisuus ... 5
2.2. Tutkimusalueen nisäkäslajisto ... 6
2.3. Tutkimusruudut ... 7
2.4. Tutkimusmenetelmät ... 10
2.4.1. Lumijälkilaskennat ... 10
2.4.2. Piennisäkäspyynnit ... 10
2.4.3. Pyydettyjen eläinten käsittely ... 11
2.4.4. Muu aineisto ... 12
2.5. Tilastolliset menetelmät ... 12
2.5.1. Tiheysindeksit ja havaintoyksiköt ... 12
2.5.2. Tilastolliset analyysit ... 13
2.5.3. Muunnokset ja korjaukset ... 13
**3. TULOKSET** ... 14
3.1. Matkailun vaikutus lajien tiheyseroihin ja esiintymisjakaumaan taukopaikoilla ja kontrollialueilla ... 14
3.1.1. Tiheyserot talvella lumijälkilaskennoissa ... 14
3.1.2. Tiheyserot kesällä piennisäkäspyynneissä ... 17
3.1.3. Tiheyseron alueellinen jakautuminen piennisäkäspyynneissä ... 20
3.2. Lajien tiheyserot pääbiotoopeittain taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ... 22
3.2.1. Erot lumijälkilaskennoissa talvella ... 22
3.2.2. Erot piennisäkäspyynneissä kesällä ... 24
3.3. Matkailun vaikutus piennisäkkäiden sukupuolijakaumaan, lisääntymistilaan ja -menestykseen sekä morfometrisiin muuttujiin ... 26
3.3.1. Sukupuolisuhde taukopaikoilla ... 26
3.3.2. Lisääntymistilan ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ... 27
3.3.3. Lisääntymismenestyksen ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ... 28
3.3.4. Ruumiinpituuden ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ... 29
3.3.5. Ruumiinpainon ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ... 31
3.4. Matkailun vaikutus myyrien sisäloisten loisprevalensseihin ja tiheyksiin ... 33
3.4.1. Erot loisprevalensseissa ... 33
3.4.2. Erot loistiheyksissä ... 35
3.5. Roskaisuuden ja heinien peittävyyden vaikutus nisäkästiheyksiin taukopaikoilla ... 37

**4. TULOSTEN TARKASTELU** ... 38
4.1. Matkailun vaikutus nisäkästiheyksiin ... 40
4.2. Onko matkailusta kärsiviä lajeja? ... 40
4.3. Matkailun vaikutus nisäkästiheyksien alueelliseen jakaumaan ... 41
4.4. Nisäkästiheyksien muutokset pääbiotoopeittain ... 42
4.5. Matkailun vaikutus piennisäkäspopulaatioiden muissa ominaisuuksissa ... 42
4.5.1. Matkailun vaikutus sukupuolisuhteeseen ... 42
4.5.2. Matkailun vaikutus lisääntymistilaan ... 43
4.5.3. Matkailun vaikutus lisääntymismenestykseen ... 44
4.5.4. Matkailun vaikutus ruumiinpituuteen ja -painoon ... 44
4.6. Matkailun vaikutus myyrien yleisimpien sisäloisten prevalensseihin ja tiheyksiin ... 45
4.6.1. Matkailun aiheuttamat mahdolliset epidemiologiset seuraukset ... 46
4.7. Taukopaikkojen roskaisuus sekä heinien peittävyydet nisäkästiheyksien selittäjänä ... 47
4.8. Tulosten yleistettävyys ... 49
4.9. Lopuksi ... 49
**5. JOHTOPÄÄTÖKSET** ... 50
KIITOKSET ... 51
KIRJALLISUUS ... 51
LIITTEET

## Kannen kuva

Kuva on otettu Pahakurun taukopaikalla heinäkuussa 2005. Kuvan etualalla erottuu näkyvin luontomatkailun aiheuttama muutos: tallaamisesta aiheutunut taukopaikan heinittyminen. © Tuomas Heikkilä.

# 1. JOHDANTO

## 1.1. Matkailu ja luontomatkailu Suomessa sekä maailmalla

Rahallisesti ja työllistämisvaikutuksella mitattuna matkailu on maailman suurin elinkeino, ja luontomatkailu sen voimakkaimmin kasvava osa-alue (IES 2000, Faulkner ym. 2001). Luontomatkailun vetovoimana on ennen kaikkea luonto (Page & Dowling 2002, Hall 2004). Esimerkiksi pelkästään Yhdysvaltojen kansallispuistoihin ja luonnonsuojelualueille tehdään vuosittain lähes 300 miljoonaa käyntiä (IES 2000, USCB 2006). Euroopassa matkailijamäärä on kaksinkertaistunut viimeisenä kahtena vuosikymmenenä ja sen odotetaan edelleen kaksinkertaistuvan vuoteen 2030 mennessä (Sundseth 2003). Fennoskandian semiarktisilla alueilla käy vuosittain yli miljoona turistia (Prokosch 2001: 102).

Suomessa kansallispuistot ovat suosittuja luontomatkailun kohteita (Sievänen 2001). Luonnontilainen ympäristö on niiden suurin yksittäinen vetovoimatekijä. Kansallispuistoissa on lisäksi yleensä parhaiten hoidetut ja ylläpidetyt retkeilyä tukevat rakenteet, kuten autio- ja päivätuvat, leiriytymis- ja tulentekopaikat, sekä erilaiset merkityt polut ja reitit, joita matkailijat arvostavat. Lisäksi laajempi alue on houkuttelevampi: kansallispuistot ovat Suomen suurimpia luonnonsuojelualueita; niiden keskipinta-ala on 237 $km^2$ (Sievänen 2001, Anonyymi 2006a).

Pallas-Yllästunturin kansallispuiston kävijämäärät ovat kasvaneet voimakkaasti 1990-luvulta alkaen nousten vuonna 2003 yli 125 000:n (Sulkava ym. 2004). Suuntaus koskee myös muita kansallispuistoja ja Pallas-Yllästunturin kansallispuiston lähialueiden erämaa-alueita (Metsähallitus 1996, Kajala 2000, Metsähallitus 2001). Suomen 35:een kansallispuistoon arvioidaan tehtävän vuosittain yli kaksi miljoonaa käyntiä (Huhtala ym. 2001). Puistojen kävijämäärät ovat kaksinkertaistuneet viimeisen vuosikymmenen aikana (Fotiou ym. 2003).

Lähes jokainen (97 %) suomalainen tekee vuosittain retkiä luontoon (Sievänen 2001). Noin 40 % suomalaisista tekee luontomatkoja, joiden kesto on keskimäärin 4-5 vuorokautta. Lappiin näistä matkoista suuntautuu suurin osa. Lapin luontomatkojen yleisimmät muodot ovat patikointi, hiihto ja kalastus. 67 % kaikista retkeily-, patikointi- ja erävaellusmatkoista suuntautuu valtion alueille ja näistä 80 % kansallispuistoihin (Sievänen 2001).

Suomen kansallispuistot ovat suojeluverkoston selkäranka, ja niiden tarkoituksena on ennen kaikkea uhanalaisten lajien sekä kansallisesti ja kansainvälisesti tärkeiden

sekä luonnontilassa säilyneiden biotooppien suojelu (Lappalainen 2001, Metsähallitus 2002: 9). Kuitenkin kansallispuistojen yhteenlaskettu pinta-ala on vain 8300 $km^2$ eli vain noin 17 % kaikista Suomen suojelualueista (Gustafsson ym. 2002, Anonyymi 2006a). Matkailijapaine kohdistuu siis varsin suppealle osalle suojelualueista.

### 1.2. Kulutuksen vaikutus kasvillisuuteen

Näkyvin matkailun aiheuttama muutos on fyysinen kulutus, maan pintakerroksen kuluminen pois osittain tai kokonaan (esim. Sippola 1996). Erilaiset kasviyhteisöjen muutokset ovat toinen näkyvä muutos.

Matkailun, ja erityisesti kulutuksen vaikutusta kasvillisuuteen on tutkittu verrattain paljon 1970-luvulta lähtien (esim. Burden & Randerson 1972, Bayfield ym. 1981). Erityisen herkkiä kulutukselle ovat hyvin märät ja toisaalta hyvin kuivat biotoopit, kuten luonnontilaiset suot ja jäkäläkankaat. Parhaiten kulutusta kestävät keskiravinteiset puolukka- ja mustikkatyypin kankaat (Kellomäki 1973, Kellomäki & Saastamoinen 1975). Niityt ja luontaisesti avoimet biotoopit kestävät paremmin kulutusta kuin esimerkiksi erityyppiset metsät (Cole & Monz 2003, Roovers ym. 2004). Kulutuskestävyyteen vaikuttaa biotoopin lisäksi esimerkiksi kävijämäärä (Cole 1992).

Yleisiä kulumisen tunnusmerkkejä ovat kasvillisuuden kuluminen osittain tai kokonaan, sekä kasviyhteisön lajiston muuttuminen kulutusta paremmin kestäviin lajeihin. Monet ihmislevintäiset lajit, kuten heinät ja sarat, runsastuvat juuri pahoin kuluneilla alueilla (Koivuniemi 2006). Retkeilijöiden aiheuttamaa kulutusta simuloimalla on havaittu, että jo muutaman päivän kestoinen kulutus aiheuttaa pysyviä muutoksia kasvillisuudessa (Cole & Monz 2004). Kellomäki (1977) havaitsi, että kävijämäärä, joka vastasi kulutusta 16 000 / kävijää / ha, vähensi kasvillisuuden biomassan puoleen muutamalla Lapin yleisemmällä metsäkasvillisuustyypillä. Kymmenkertainen kävijämäärä tuhosi kasvillisuuden kasvillisuustyypistä riippumatta jo yhden kesän aikana. Kulutus voi myös heikentää maaperän siemenpankkia (Zabinski ym. 2000).

Taukopaikoilla kulutusindikaattorina voivat olla heinäkasvit (Koukkari 2005, Koivuniemi 2006), retkeilyreiteillä puolestaan erilaiset varvut (Tervo 2003, Koukkari 2005, Soininen 2005). Taukopaikoilla heinät ja sarat lisääntyvät jäkälien ja muiden kulutuskestävyydeltään heikompien lajien, kuten mustikan ja seinäsammalen, kustannuksella (Hoogesteger 1976, Koukkari 2005, Koivuniemi 2006). Ilmiö on havaittu niin boreaalisella/subarktisella (Cole & Monz 2002, Koivuniemi 2006), temperaattisella (Roovers ym. 2004), alpiinisella (Klug ym. 2002) kuin arktisellakin alueella (Monz

2002, Gremmen ym. 2003). Pohjoisten alueiden herkkyys kulutukselle johtuu lyhyestä kasvukaudesta, hitaista hajoamisprosesseista sekä lajien vähäisyydestä (Sippola 1996, Allard 2003). Lisäksi tuuli, vesi ja lämpötilan vaihtelut voimistavat eroosiota.

Lapissa taukopaikan kasvillisuus muuttuu kulutuksen vaikutuksesta kolmivyöhykkeiseksi alueeksi (Koivuniemi 2006: 15). Sisimpänä on kulunein osa, jossa kasvillisuutta ei ole lainkaan tai hyvin niukasti. Tämän alueen ulkopuolelle syntyy muuttuneen kasvillisuuden alue, jossa tavataan kulutusindikaattoreina heiniä ja saroja. Tämän alueen ulkopuolella on muuttumattoman kasvillisuuden alue. Heinäkasvien peittävyys voi olla jopa kolminkertainen muuttuneen kasvillisuuden alueella kontrollialueeseen verrattuna, vaikka kasvillisuuden kokonaispeittävyys onkin matalampi kuin kontrollialueella.

### 1.3. Matkailun suorat ja epäsuorat vaikutukset nisäkkäisiin

Suoriin matkailun aiheuttamiin vaikutuksiin kuuluvat erilaiset häiriötekijät ja rakentaminen. Ihmistoiminnan on todettu häiritsevän porojen laidunnusta ja liikkeitä eri alueilla (Helle & Särkelä 1993, Nellemann ym. 2000, Vistnes & Nellemann 2001). Rakentamisella voidaan myös vaikuttaa alueen eläimistöön. Tällöin eläimet joko välttelevät rakennettuja alueita (Nellemann ym. 2001) tai häviävät kokonaan rakennetuilta alueilta (Naves ym. 2003). Vaikutukset koskevat tällöin yleensä kookkaampia, hitaammin lisääntyviä lajeja (McKinney 2002). Joitain tutkimuksia on tehty hiihtokeskusten vaikutuksista piennisäkkäiden laji- ja yksilörunsauteen: muutamat yleiset lajit runsastuvat harvinaisempien lajien vähetessä (Hadley & Wilson 2004, Sanecki ym. 2006).

Epäsuorilla vaikutuksilla ymmärretään mm. kasvillisuusmuutoksista aiheutuvia muutoksia. Kulutuksen epäsuoraa vaikutusta nisäkkäisiin tai laajemmin eläimistöön ei ole mainittavasti tutkittu, joskin spekulaatioita matkailun vaikutuksesta onkin esitetty (Mathieson & Wall 1986, Sippola 1996, Sanecki ym. 2006). Joitain aihetta sivuavia tutkimuksia on tehty kaupunkialueilla (mm. Dickman 1987), mutta käytetyt aineistot ovat olleet suppeita eikä tuloksia voida suoraan soveltaa kansallispuistojen matkailijavaikutukseen. Tutkimustarve on todellinen etenkin Lapissa, jonne suuret matkailijamassat suuntautuvat (Sippola 1996, Sievänen 2001). Myös Suomen kansallispuistoja arvioinut kansainvälinen tutkijaryhmä ehdottaa matkailun eri vaikutusten laajempaa selvittämistä (Gilligan ym. 2005).

Taukopaikoilla matkailun epäsuorien vaikutusten oletetaan vaikuttavan nisäkkäisiin lisääntyvän heinittymisen kautta, mikä parantaa ravinnonsaantia ja edesauttaa lisääntymistä. Lisäksi taukopaikkojen korkeammat herbivoritiheydet voivat houkutella

petoja. Tämän ohella taukopaikoilta oletetaan löytyvän helpommin pesä- ja suojapaikkoja. Aikaisemmin on kokeellisissa tutkimuksissa seurattu ravinnonlisän vaikutusta myyrien (Schweiger & Boutin 1995, Yoccoz ym. 2001), jäniksen (Odonoghue & Krebs 1992) ja oravan (Klenner & Krebs 1991) populaatiotiheyksiin. Lisäksi tutkimuksia on tehty ravinnon lisäämisen vaikutuksesta sukupuolijakaumaan sekä lisääntymistilaan (esim. Löfgren ym. 1996, Prévot-Julliard 1999). Nisäkkäiden osalta empiiristä tutkimusta ei ole tehty. Syynä voi olla se, että ongelma-asettelussa ei ole havaittu samanlaista syy-seuraus -yhteyttä kuin kasvillisuuden osalta tai aihe on noussut päivänpolttavaksi vasta viime aikoina matkailija- ja retkeilijämäärien kasvaessa voimakkaasti (ks. kohta 1.1).

## 1.4. Tutkimustavoitteet

Tämä pro gradu -työ kuuluu laajempaan EU:n Life "Landscape Lab" -tutkimushankkeeseen (Anonyymi 2006b), jossa kehitetään ratkaisumalleja yhdistää kestävä matkailu ja luonnonsuojelun tavoitteet Lapin alueella. Tutkimuskohteinani ovat Pallas-Yllästunturin kansallispuiston yleisimmät ja runsaimmat nisäkäslajit, joiden populaatioita tutkin sekä lumijälkilaskentojen että piennisäkäspyyntien avulla. Työni tavoitteena on selvittää, ovatko Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikat paikallisia hot spot -alueita, joilla nisäkästiheydet ovat muuttumattomia vertailualueita korkeammat. Vertailen myös piennisäkkäiden lisääntymistilan, sukupuolijakauman ja ruumiinmittojen mahdollisia muutoksia taukopaikoilla ja vertailualueilla. Lisäksi seuraan myyrien yleisimpien sisäloisten yleisyyden ja tiheyden mahdollisia muutoksia. Tämän työn tavoitteena on siten selvittää, onko luontomatkailun ohjaamiseksi ja palvelemiseksi rakennetuilla taukopaikoilla ja matkailun kasvillisuutta muuttavalla kulutuksella vaikutusta:

i. nisäkäspopulaatioiden tiheyksiin talvella ja kesällä, sekä niiden alueelliseen jakaumaan,
ii. populaatiotiheyksien eroihin eri biotoopeilla,
iii. piennisäkkäiden sukupuolijakaumaan, lisääntymistilaan ja -menestykseen tai morfometrisiin muuttujiin,
iv. myyrien yleisimpien sisäloisten prevalensseihin tai tiheyksiin ja
v. kuinka paljon taukopaikkojen roskaisuus tai heinien peittävyys selittävät nisäkästiheyksiä taukopaikoilla

## 2. AINEISTO & MENETELMÄT

### 2.1. Tutkimusalue ja kasvillisuus

Tutkimus suoritettiin Pallas-Yllästunturin kansallispuiston pohjoisosassa eli tarkemmin entisen Pallas-Ounastunturin kansallispuiston alueella (ks. Liite 1). Puisto sijaitsee Muonion, Kittilän, Kolarin ja Enontekiön kuntien alueella Länsi-Lapissa. Pallas-Ounastunturin kansallispuisto lakkautettiin 1.2.2005 ja samalla perustettiin uusi Pallas-Yllästunturin kansallispuisto, joka laajeni kattamaan Pallas-Ounastunturien alueen lisäksi Ylläs-Aakenustunturin suojelualueet (Anonyymi 2006c). Kansallispuisto on Suomen kolmanneksi laajin, pinta-alaltaan 1020 km².

Pallas-Ounastunturin kansallispuisto oli perustettu vuonna 1938 ja se oli yksi Suomen vanhimpia. Nykyisessä kansallispuistossa on edelleen Suomen vanhin vieläkin käytössä oleva vaellusreitti Pallakselta Enontekiön Hettaan (Penttilä ym. 1998). Tämän reitin varrella sijaitsevat myös useimmat tutkimuskohteet. Puisto on kävijämäärältään Suomen suosituin. Käyntikerrat ovat kasvaneet tasaisesti Pallas-Ounastunturin 1990-luvun alun noin 50 000 - 75 000 käyntikerrasta aina 125 000:een vuonna 2003. Lisäksi Ylläksen alueelle tehdään vuosittain noin 160 000 - 180 000 käyntikertaa (Penttilä ym. 1998, Sulkava ym. 2004, Anonyymi 2006a). Kävijähuiput ovat kevättalvella sekä kesä- ja ruskakaudella.

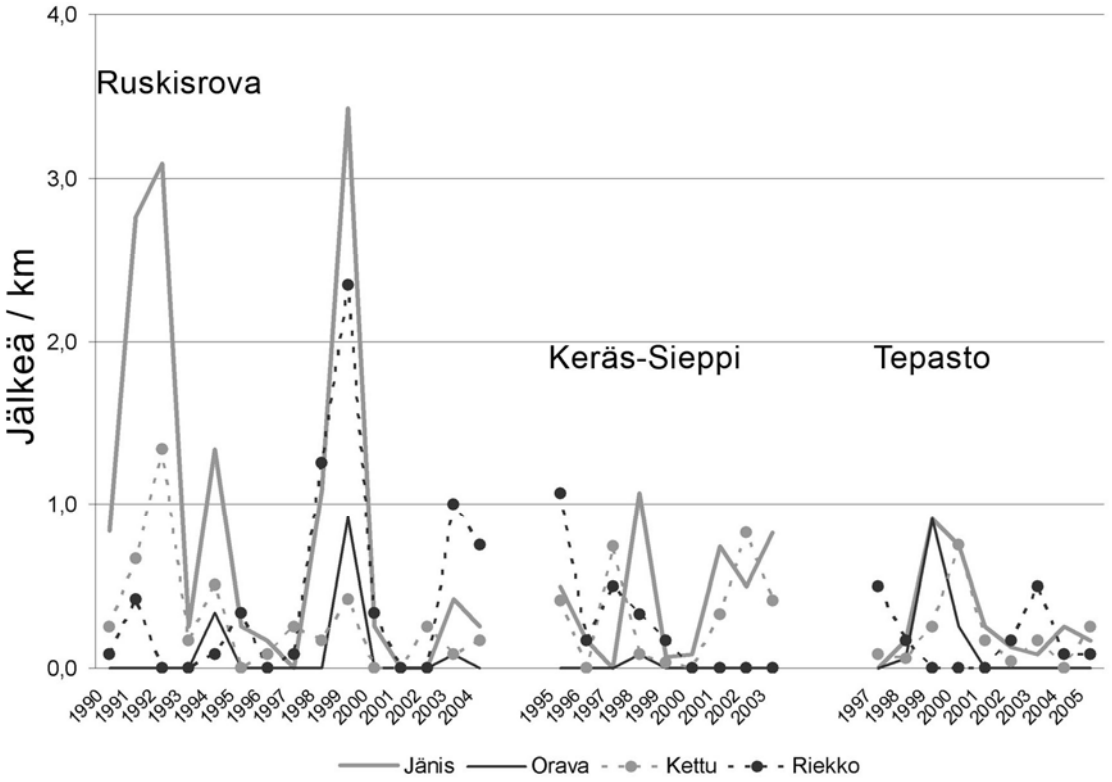
Puistoa hallitsee etelä-pohjoissuunnassa kulkeva Ounasselänteen tunturiylänkö. Tunturien laet ovat pyöreäpiirteisiä. Suurin osa Pallas-Ounastunturien alueesta kuuluu Metsä-Lapin metsäkasvillisuusvyöhykkeeseen. Paljakkavyöhyke on suurimmaksi osaksi alapaljakkaa, jossa vallitsevat variksenmarja- ja liekovarpiokankaat (EKgP). Paljakka vaihettuu alaosissaan tunturikoivikoiksi, jotka ovat pohjoisosissa laajempia kuin etelässä. Havumetsäraja kulkee keskimäärin 400 - 500 metrin korkeudessa merenpinnasta. Puiston eteläosassa vallitsevat tuoreet kuusimetsät (HMT eli kerrossammal-mustikka -tyyppi) ja kuivahkot mänty-kuusimetsät (EMT eli variksenmarja-mustikka -tyyppi). Paikalliset lehdot keskittyvät purojen varsille. Kuusen pohjoisraja kulkee suunnilleen alueen puolivälin tienoilla, Pallas- ja Ounastunturien välisessä kurussa. Puiston pohjoisosassa vallitsevat kuivat mäntykankaat (UMET eli juolukka-mustikka-variksenmarja -tyyppi ja UVET eli juolukka-puolukka-variksenmarja -tyyppi). Kansallispuiston suot ovat suureksi osaksi luonnontilaisia aapasoita (Penttilä ym. 1998).

## 2.2. Tutkimusalueen nisäkäslajisto

Kansallispuisto sijaitsee eteläisen ja pohjoisen faunistisen alueen rajalla (Henttonen ym. 1977, Siivonen 1982). Tämän vuoksi nisäkäslajisto on erityisen runsas, sillä alueella kohtaavat pohjoiset ja eteläiset lajit. Esimerkiksi metsämyyrä sinnittelee alueella sen pohjoisrajoillaan (Henttonen 2000). Lisäksi alueen nisäkäslajistoa täydentävät pohjoiset lajit, kuten tunturisopuli, jonka eteläisin vakituinen levinneisyysalue sijaitsee juuri Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa (Henttonen & Kaikusalo 1993). Alueella tavataan kaikkiaan 14 eri pikkunisäkäslajia (Henttonen 2000), joista yhdeksän myyrä- ja viisi päästäislajia. Määrä on suurempi kuin millään muulla samanlaajuisella yksittäisellä alueella Suomessa. Toisaalta voimakkaat kannanvaihtelut ovat voineet edesauttaa useiden samantyyppisten habitaattivaatimusten omaavien lajien esiintymistä samalla alueella (Henttonen & Hansson 1984). Muita yleisimpiä nisäkäslajeja alueella ovat metsäjänis, kettu, orava, kärppä ja lumikko, joskin lumikko on pohjoisessa kärppää vähälukuisempi (Helle & Wikman 2005, Hellstedt ym. 2006, Helle & Wikman 2006). Melko yleisiä lajeja ovat myös näätä ja saukko. Suurpedot ilves, ahma, karhu ja susi ovat alueen harvinaisia, mutta säännöllisesti tavattavia asukkeja (Penttilä ym. 1998). Pallas-Ounastunturien alueella laiduntaa lisäksi vuosittain noin 10 000 poroa kolmen eri paliskunnan alueella (Penttilä ym. 1998).

Pohjoisboreaalisten ja subalpiinisten alueiden nisäkkäiden luonteenomainen piirre on äärevät tiheydenvaihtelut, ja piennisäkkäillä nämä ovat kaikkein voimakkaimpia ja selvimpiä. Syklien amplitudi (voimakkuus) ja kesto kasvavat kohti pohjoista siten, että tutkimusalueella kesto on noin 4 - 5 vuotta (Hansson & Henttonen 1985). Kansallispuistossa on tutkittu myyrien kannanvaihteluita 1970-luvun alusta lähtien. Syklit olivat säännöllisiä aina 1980-luvun puoliväliin saakka, josta alkaen niissä on ilmennyt epäsynkroniaa – vuosien välinen vaihtelu on muuttunut pääasiassa vuosien sisäiseksi eli vuodenaikaisvaihteluksi (Henttonen 2000). Ilmiö on havaittu myös muualla pohjoisboreaalisella alueella (Henttonen & Wallgren 2001). Myös monilla suuremmilla nisäkäslajeilla kuten metsäjäniksellä kannanvaihtelut ovat jyrkkiä, mutta niiden kesto ja amplitudi vaihtelevat enemmän (Lindström ym. 1995, Kauhala ym. 2005, Kuva 1).

Kontrollilajina tutkimuksessa mukana olevan riekon kannanvaihtelut ovat voimakkaita mutta epäsäännöllisempiä (Väisänen ym. 1998: 143).




Kuva 1. Jäniksen, oravan, ketun ja riekon kannanvaihtelut kolmella eri tutkimusalueella Pallaksen seuudulla 1990-2004, 1995-2003 ja 1997-2005. Lähde: RKTL:n riistakolmiolaskennat. Riistakolmioiden sijainnit, ks. Liite 1.

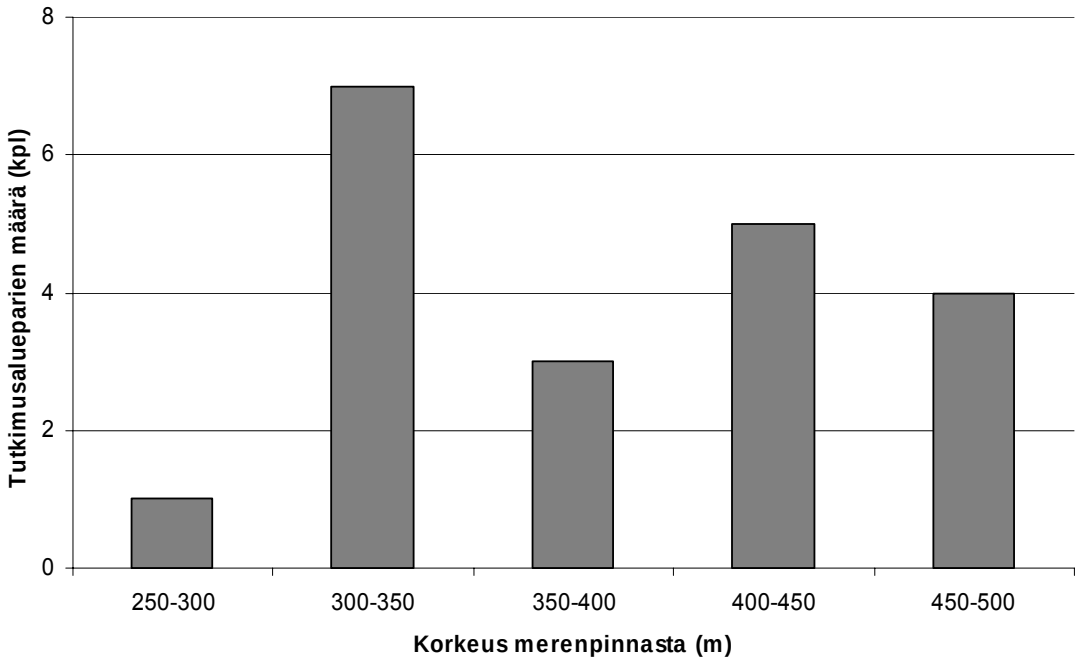
## 2.3. Tutkimusruudut

Kansallispuistosta valittiin tutkimusta varten 20 tutkimus-kontrollialueparia (Taulukko 1, Liite 1). Tutkimusalueet sisältivät erilaisia päivä- ja autiotupien sekä levähdyspaikkojen välittömiä ympäristöjä. Tutkimusalueita vastaavat kontrollialueet valittiin kasvillisuuskartoitusten, luontotyyppi-inventoinnin ja ilmakuvien perusteella vähintään 500 mutta enintään 1000 metrin etäisyydeltä niitä vastaavista tutkimusalueista siten, että biotooppi- ja topografiasuhteet olisivat yhteneväiset sekä taukopaikoilla että kontrollialueilla. Kasvillisuuskartoitusten ja luontotyyppi-inventointien tiedot sekä ilmakuvat saatiin Metsähallituksen SutiGis-tietokannasta.

Tutkimusalueen kooksi päätettiin esitutkimuksen tulosten perusteella yhden hehtaarin (100 x 100m) neliö. Tutkimusruutu sijoitettiin niin, että neliön keskelle tuli alueen kulunein kohta: päivä- tai autiotupa tai muu levähdysalue. Kontrollialueelle ruutu pyrittiin sijoittamaan niin, että topografiasuhteet, biotooppien suhteet, puusto ja korkeus merenpinnasta olisivat yhteneväiset tutkimusruudun kanssa.

Tutkimusalueet sijaitsivat 270 - 500 metrin korkeudella merenpinnasta (Kuva 2), useimmat suositun Pallas-Hetta vaellusreitin varrella lähes koko Pallas-Ounaksen tuntu-

riselänteen alueella. Tutkimus-kontrollialueparit olivat noin 1 - 7 kilometrin etäisyydellä toisistaan (Liite 1). Tutkimus-kontrollialueparit edustivat tyypillisiä kansallispuiston biotooppeja: tunturikankailla sijaitsi kolme paria, tunturikoivikoissa viisi, kuivilla kankailla viisi ja tuoreilla kankailla kuusi alueparia sekä lehdossa yksi aluepari (Taulukko 1). Tarkemman kasvillisuuskartoituksen perusteella ruutuparit pystyttiin kuitenkin jakamaan 12 eri kasvillisuustyyppiin. Ruudun kattavimman biotoopin osuus vaihteli 51 - 100 % välillä. Ainoastaan Pyhäkeron ja Pallaskodan kontrollialueet (Puustoinen suo ja HMT eli tuore kangas) sijaitsivat hieman karummalla biotoopilla kuin niitä vastaavat taukopaikat (UMET eli kuiva kangas ja lehto). Mustavaaran taukopaikka sijaitsi puolestaan hieman karummalla biotoopilla (UMET eli tunturikoivikko) kuin sitä vastaava kontrollialue (GMT eli lehtomainen kangas).




Kuva 2. Tutkimusalueparien korkeus merenpinnasta. Tutkimusalueparilla ymmärretään yhden taukopaikan ja sitä vastaavan kontrollialueen kokonaisuutta. n = 20.

Taulukko 1. Tutkimuksen taukopaikkojen ja kontrollialueiden biotoopit. Lähde: Metsähallituksen SutiGis-tietokanta. Kattavuus = peittävimmän biotoopin % -osuus. Etäisyys = taukopaikan ja kontrollialueen etäisyys toisistaan (m).

EKgP - Variksenmarja- ja liekovarpiokankaat (Tunturikangas)
MKgP - Mustikkakankaat (Tunturikangas)
sEJP - Subalpiininen variksenmarja-jäkälä-seinäsammaltyyppi (Kuiva kangas)
sEMT - Subalpiininen variksenmarja-mustikkatyyppi (Kuiva Kangas / Tunturikoivikko)
sEJP - Subalpiininen variksenmarja-jäkälä-seinäsammaltyyppi (Kuiva kangas / Tunturikoivikko)
UVET - Juolukka-puolukka-variksenmarjatyyppi (Kuiva kangas)
UMET - Juolukka-mustikka-variksenmarjatyyppi (Kuiva kangas / Tunturikoivikko)
EMT - Variksenmarja-mustikkatyyppi (Kuiva kangas)
HMT - Kerrossammal-mustikkatyyppi (Tuore kangas)
GMT - Kurjenpolvi-mustikkatyyppi (Lehtomainen kangas)
TrLh - Keskiravinteiset tuoreet lehdot (Lehto)
RhSNR- Ruohoinen saranevaräme (Puustoinen suo)

| | **Taukopaikat** | | | **Kontrollialueet** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Biotooppi | Tarkenne[1] | Kattavuus | Biotooppi | Tarkenne[1] | Kattavuus | Etäisyys |
| | | | (%) | | | (%) | (m) |
| Pyhäkero | Kuiva kangas | UVET | 89,5 | Puustoinen suo | RhSNR | 60 | 910 |
| Savilampi[L] | Kuiva kangas | UME | 62,5 | Kuiva kangas | sEMT | 80 | 720 |
| Sioskuru | Tunturikoivikko | sEJP | 55 | Tunturikoivikko | sEMT | 68,5 | 910 |
| Tappuri | Tunturikangas | UVET | 96 | Tunturikangas | UVET | 80 | 840 |
| Pippovuoma | Kuiva kangas | UVET | 86,5 | Kuiva kangas | UME | 73,5 | 970 |
| Montellin maja | Tunturikangas | EKgP | 68 | Tunturikangas | EKgP | 100 | 620 |
| Suaskuru | Tuore kangas | HMT | 85 | Tuore kangas | HMT | 100 | 620 |
| Hannukuru | Tunturikoivikko | sEJP | 98 | Tunturikoivikko | sEJP | 95 | 650 |
| Pahakuru | Tunturikangas | MKgP | 78 | Tunturikangas | MKgP | 51 | 670 |
| Rautuoja | Kuiva kangas | UMET | 100 | Kuiva kangas | UMET | 95 | 610 |
| Mäntyrova | Kuiva kangas | UMET | 95 | Kuiva kangas | UMET | 99 | 510 |
| Pallaskota | Lehto | TrLh | 55 | Tuore kangas | HMT | 83 | 500 |
| Sarvijärvi[L] | Tuore kangas | HMT | 91 | Tuore kangas | HMT | 95 | 1000 |
| Nammalakuru | Tunturikoivikko | sEMT | 95 | Tunturikoivikko | sEMT | 100 | 940 |
| Rihmakuru | Tunturikoivikko | sEMT | 67 | Tunturikoivikko | sEMT | 97 | 550 |
| Mustavaara | Tunturikoivikko | UMET | 60 | Lehtom. kangas | GMT | 94 | 810 |
| Keimiöjärvi at[2] | Tuore kangas | HMT | 56,5 | Tuore kangas | HMT | 94 | 760 |
| Keimiöjärvi vt[3] | Tuore kangas | HMT | 97 | Tuore kangas | HMT | 95 | 580 |
| Mustakero | Tuore kangas | HMT | 100 | Tuore kangas | HMT | 100 | 800 |
| Punainen hiekka | Tuore kangas | HMT | 62,5 | Tuore kangas | HMT | 63,5 | 820 |

[1] Hokkasen (2005) mukaan
[2] Autiotupa
[3] Varaustupa
[L] Vain lumijälkilaskennat

## 2.4. Tutkimusmenetelmät

### 2.4.1. Lumijälkilaskennat

Lumijäljet laskettiin yhden vuorokauden aikana kaikilla alueilla. Laskenta suoritettiin kahtena peräkkäisenä vuotena samoilta alueilta samoja menetelmiä käyttäen. Laskentapäivät olivat 23.2.2005 ja 28.2.2006. Laskenta suoritettiin viidessä, yleensä kahden hengen ryhmässä. Lumijälkilaskennan suorittivat Pekka Sulkava, Mirka Hatanpää, Pertti Kurkkio, Arvo Niemelä, Pirkka Aalto [vain 2005], Raimo Kurkkio [2005], Tuire Nikunen [2005], Olli Autto [2006], Seppo Keskitalo [2006], Risto Korkalo [2006] ja Juha Paloranta [2006]. Lumijälkilaskennassa noudatettiin yleisiä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen [RKTL] lumijälkilaskennan ohjeita (Lindén ym. 1996): jäljet laskettiin tuoreelta lumelta eikä edellisinä päivinä saanut olla suuria lämpötilavaihteluita. Helteen ja Wikmanin mukaan (2005) sopiva laskenta-aika Pohjois-Suomessa on 1.1. - 15.3.

Ruutu (100 x 100 m) laskettiin itä-länsisuunnassa kulkevilla linjoilla, jotka olivat 10 metrin etäisyydellä toisistaan (Liite 2). Poikkeuksena olivat keskimmäiset linjat, joiden etäisyys toisiinsa oli vain viisi metriä. Kaikki linjan ylittävät jäljet laskettiin, ja jäljistä määritettiin laji. Nisäkkäiden lisäksi huomioitiin riekon ja muiden satunnaisten kanalintujen jäljet. Merkinnät tehtiin erillisille maastolomakkeelle (Liite 3). Laskennan apuna käytettiin karttaa, kompassia, satelliittipaikanninta ja alueen ilmakuvia, johon kukin tutkimusalue oli erikseen merkitty. Linjaa seuraavia jälkiä seurattiin kunnes ne ylittivät jonkin laskentalinjan. Mikäli jäljet eivät ylittäneet linjaa, vaan seurailivat sitä, laskettiin tämä yhdeksi jäljeksi. Lisäksi kirjattiin ylös metrimäärä linjoista, joilla ei voitu suorittaa laskentaa. Kämppien ja taukopaikkojen kohdalla laskentaa jatkettiin normaalisti kiertämällä niiden reunustoja ja reunoja pitkin.

### 2.4.2. Piennisäkäspyynnit

Piennisäkäspyynnit toistettiin kahdesti kahtena peräkkäisenä vuotena samoilta alueilta samoja menetelmiä käyttäen. Kesällä pyynnit suoritettiin kahdessa osassa logististen ongelmien vuoksi. Pyynnit tehtiin vuonna 2005 7. - 21.6., 28. - 1.7. ja 1. - 18.9. sekä vuonna 2006 2. - 16.6., 29.6. - 1.7. ja 23.8. - 6.9. Ajankohdat ovat yleisesti pitkäaikaisseurannoissa käytettyjä (Henttonen 2000). Pekka Sulkava suoritti pyynnit Rautuojalla molempina vuosina, muuten ne ovat allekirjoittaneen tekemät. Savilammella ja Sarvijärvellä pyyntejä ei tehty kumpanakaan vuonna.

Pyynneissä käytettiin pienruutumenetelmää (Myllymäki ym. 1971). Jokaiselle taukopaikalle ja kontrollialueelle sijoitettiin viisi pienruutua: yksi ruudun jokaiseen kulmaan ja yksi ruudun keskelle (ks. Liite 4). Pienruutu on neliö, jonka sivu on 15 metriä. Pyyntiruudun kulmat nimettiin A-E siten että A-kulma oli lounaiskulmassa, B luoteiskulmassa jne., ja kulma E ruudun keskellä. Pienruutujen välimatka toisiinsa oli vähintään 50 metriä, jota pidetään itsenäisten havaintoyksikköjen vähimmäisrajana (Henttonen 2000, Henttonen 2005). Jokaisen pienruudun kulmaan (± kahden metrin tarkkuudella) sijoitettiin kolme hetitappavaa hiirenloukkua sijoitettuna noin metrin päähän toisistaan. Syöttinä käytettiin ruisleipää. Loukkujen sijoittelun apuna käytettiin samoja apuvälineitä kuin lumijälkilaskennassakin. Loukut olivat viritettyinä kukin kaksi vuorokautta. Menetelmä on tehokas ja antaa hyvän kuvan populaation tiheydestä (esim. Redpath ym. 1995) sekä minimoi loukkusaturaation (Hanski ym. 1994). Pyyntialueet käytiin läpi kesällä etälästä pohjoiseen ja syksyllä päinvastoin.

### 2.4.3. Pyydettyjen eläinten käsittely

Pyydetyt eläimet pussitettin ja pakastettiin myöhempää käsittelyä varten. Maastossa kirjattiin ylös kunkin eläimen pyyntipaikka, ruutu ja päivämäärä. Eläimistä määritettiin myöhemmin laji, sukupuoli, lisääntymistila, ikä ja mitattiin ruumiinpaino ja -pituus sekä laskettiin naarailta kohdun osissa ollut sikiöiden määrä. Laji määritettiin ulkoisten tuntomerkkien perusteella, paitsi lajipari peltomyyrä/lapinmyyrä, jossa tuntomerkkinä käytettiin toisen yläposkihampaan ($M^2$) poimujen lukumäärää (Siivonen & Sulkava 1999). Lisääntymistilaisen myyrän mittana käytettiin koirailla seitsemän millimetriä pitkiä kiveksiä (päästäisillä viisi mm) ja naarailla > 1 millimetriä leveää kohtua, näkyviä nännejä, auennutta emätintä tai kohdussa olleita sikiöitä.

Ikä määritettiin karvanvaihdon, yleisen kunnon ja hampaiston perusteella. Eläimet jaettiin neljään funktionaaliseen ryhmään painon, iän ja lisääntymistilan perusteella: juveniileihin [Juv], sub-adultteihin [Sub-ad], adultteihin [Ad] ja talvehtineisiin [Ow] (*sensu* Myllymäki 1972 & Viitala 1981). Päästäisiä ei määritetty lainkaan sub-adulteiksi. Juveniileiksi määriteltiin nuoruuskarvaiset, ei-lisääntymistilassa olleet yksilöt; sub-adulteiksi näitä vanhemmat ei-lisääntymistilassa olleet yksilöt; adulteiksi aikuiskarvan vaihtaneet sekä lisääntymiskykyiset yksilöt sekä talvehtineiksi lisääntymistilaiset talvikarvan syksyllä vaihtaneet yksilöt. Joissain tapauksissa adulteiksi määriteltiin myös nuorempia yksilöitä, jotka olivat lisääntymistilaisia. Paino mitattiin 0,5 gramman ja pituus yhden millimetrin tarkkuudella.

Myyristä määritettiin myös niiden yleisimmät sisäloiset (Taulukko 2). Sisäelimistä preparoitiin mahalaukku, maksa, keuhko-ontelo, ruumiinontelo ja ohutsuoli, sekä pelto- ja lapinmyyrältä lisäksi umpisuoli. Matomaisia loisia käsiteltiin yön yli vedessä Petrimaljalla +8 ˚C:ssa, jonka jälkeen ne säilöttiin 70 % etanoliin.

Taulukko 2. Yleisimmät määritetyt myyrien sisäloiset. MPE = Maaperän pieneliöt (punkit jne.)

| Laji | Lahko | Pää-isäntä | Väli-isäntä | Viite |
|---|---|---|---|---|
| *Taenia mustelae* | Heisimadot | Lumikko | Myyrät | Iwaki ym. (1996) |
| *Taenia polyacantha* | Heisimadot | Kettu (Koiraeläimet) | Myyrät | Haukisalmi & Henttonen (1993b) |
| *Heligmosomum mixtum* | Sukkulamadot | Metsä-/Punamyyrä | Ei ole | Haukisalmi ym. (1996) |
| *Catenotaenia henttoneni* | Heisimadot | Metsä-/Punamyyrä | MPE | Haukisalmi & Tenora (1993) |

### 2.4.4. Muu aineisto

Taukopaikkojen tiheysindeksien selittämiseen käytettiin kahta eri muuttujaa: taukopaikkojen roskaisuutta ja heinien peittävyyttä muuttuneen kasvillisuuden alueella. Nämä tiedot saatiin Koivuniemen (2006) pro gradu -työstä. Tiedot saatiin 18 tutkimusalueelta, joista 16:lla oli tehty myös piennisäkäspyynti. Taukopaikkojen ja kontrollialueiden kasvillisuus- ja biotooppitiedot saatiin Metsähallituksen SutiGis -tietokannasta.

## 2.5. Tilastolliset menetelmät

### 2.5.1. Tiheysindeksit ja havaintoyksiköt

Lumijälkilaskenta-aineiston tulokset ilmoitetaan tiheysindekseinä "Laskettua jälkeä / yksi kilometri laskentalinjaa". Havaintoyksikkönä käytettiin yhtä tutkimusaluetta. Otoskoko oli molempina vuosina 20 tutkimusaluetta sekä taukopaikoilla että kontrollialueilla.

Piennisäkäspyynneissä tulokset ilmoitetaan tiheysindekseinä "Pyydettyä eläintä / yksi loukkuvuorokausi". Loukkuvuorokaudella ymmärretään sitä aikaa, kun yksi loukku on vireessä yhden yön yli (Henttonen 2000). Kuten lumijälkiaineistossa, havaintoyksikkönä käytettiin tutkimusaluetta. Otoskoko oli taukopaikoilla ja kontrollialueilla 18 tutkimusaluetta molempina vuosina sekä kesällä että syksyllä. Molempia aineistoja käsiteltiin erillisinä, koska piennisäkäspopulaatiot eroavat kesäisin ja syksyisin paitsi tiheyksiltään, myös ikä- ja lisääntymistilajakaumiltaan (esim. Norrdahl & Korpimäki 2002).

Loisaineistosta laskettiin prevalenssi (%) "infektoituneiden isäntäyksilöiden lukumäärä / kaikkien pyydettyjen isäntäyksilöiden lukumäärä". Lisäksi laskettiin loistiheys "kpl loista / infektoitunut isäntäyksilö". *Taenia mustelidae* ja *Taenia polyacantha* infektoivat kaikkia myyrälajeja, mutta *Catenotaenia henttoneni* (suom. heikinheisimato) ja *Heligmosomum mixtum* vain metsä- ja punamyyrää (Taulukko 2). Tämä huomioitiin laskettaessa loisprevalensseja ja -tiheyksiä.

### 2.5.2. Tilastolliset analyysit

Aineiston testaamiseen käytettiin SPSS-ohjelmistopakettia (versio 13.0). Jokainen käytetty tilastotesti mainitaan aina erikseen tuloksien yhteydessä. Aineiston normaalisuus testattiin Kolmogorov-Smirnovin testillä. Parittaiset vertailut taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä tehtiin pääasiassa käyttämällä toistettujen mittausten varianssianalyysia (*engl.* repeated measures ANOVA), vaikka aineiston normaalisuusehdot eivät aina täyttyneetkään logaritmimuunnoksista huolimatta. Toistotasona oli tutkimusvuosi (2005 ja 2006). Vaihtelun lähteinä ilmoitetaan taukopaikan vaikutus (alue), vuosien välisen vaihtelun vaikutus (vuosi), vuodenajan vaikutus (vuodenaika), sekä virhevaihtelu. Virhevaihtelu ilmoitetaan sekä ryhmien väliselle että sisäiselle testille erikseen (ks. esim. Field 2000: 359). Varianssianalyysia käytettiin piennisäkkäiden alueellisen tiheyden ja logaritmimuunnettujen morfometristen mittojen testaukseen. Sukupuolisuhteiden ja lisääntymistilan suhteiden testaamiseen käytettiin $\chi^2$-testiä. Taukopaikkojen tiheyksien selittämiseen roskien määrän ja heinien peittävyyksien avulla muuttuneen kasvillisuuden alalla käytettiin regressioanalyysiä. Kaikki testit olivat kaksisuuntaisia.

### 2.5.3. Muunnokset ja korjaukset

Lumijälki- ja piennisäkäsindekseille tehtiin logaritmimuunnos varianssi- ja regressioanalyysia varten. Lisäksi piennisäkkäiden pyyntiaineistosta laskettiin logaritmiset muunnokset morfometrisille muuttujille, kuten ruumiinpainolle ja -pituudelle. Roskien määrästä ja heinien peittävyyksistä otettiin myös logaritminen muunnos. Taukopaikalla Punainen Hiekka pienruutujen C ja E järjestystä jouduttiin muuttamaan, koska kulma C osui kuluneimmalle alueelle. Biotooppien nisäkästiheyksien vertailussa alueet Pyhäkero ja Pallaskota jouduttiin jättämään pois testeistä, sillä taukopaikat sijaitsivat kontrollialueita tuottavimmilla alueilla.

# 3. TULOKSET

## 3.1. Matkailun vaikutus lajien tiheyseroihin ja esiintymisjakaumaan taukopaikoilla ja kontrollialueilla

### 3.1.1. Tiheyserot talvella lumijälkilaskennoissa

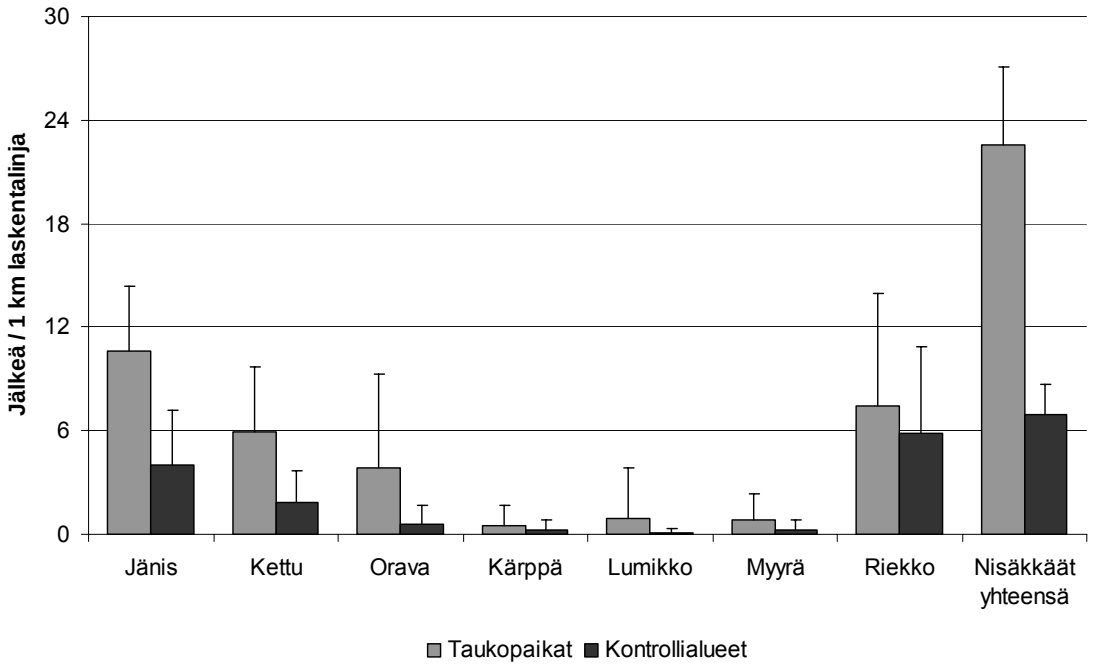
Lumijälkilaskennoissa vuonna 2005 laskettiin taukopaikoilla linjaa 19 685 m (vuonna 2006 20 000 m) ja kontrollialueilla 19 908 m (vuonna 2006 20 000 m) eli kaikkiaan 79 593 m. Eläinten jälkiä havaittiin vuonna 2005 taukopaikoilla yhteensä 589 (vuonna 2006 597 kpl) ja kontrollialueilla 336 (vuonna 2006 177 kpl, ks. Taulukko 3).

Laskentasää oli molempina vuosina puolipilvinen tai kirkas ja lämpötila vaihteli -9 ˚C - (-22 ˚C) välillä. Tuore lumi oli satanut molempina vuosina 1 - 4 vuorokautta aikaisemmin. Tuuli oli tyyni tai heikko ja upottavan hangen syvyys oli 3 - 15 cm.

Taulukko 3. Lumijälkilaskennassa lasketut lajien jäljet (kpl).

| | 2005 | | 2006 | |
|---|---|---|---|---|
| Laji | **Taukopaikat** | **Kontrollialueet** | **Taukopaikat** | **Kontrollialueet** |
| (Metsä)Jänis | 187 | 89 | 226 | 69 |
| Kettu | 100 | 22 | 136 | 50 |
| Orava | 72 | 2 | 81 | 20 |
| Kärppä | 20 | 9 | – | – |
| Lumikko | 1 | – | 37 | 3 |
| Myyrä sp. | 32 | 9 | – | 2 |
| Päästäinen sp. | 1 | – | – | – |
| Saukko | – | 1[1] | – | 5[2] |
| Näätä | – | 1[2] | – | – |
| Riekko | 176 | 203 | 115 | 28 |
| Metso | – | – | 2 | – |
| **Yhteensä** | **589** | **336** | **597** | **177** |

[1]Suaskuru kontrolli.
[2]Pippovuoma kontrolli.




Kuva 3. Eri nisäkäslajien ja riekon runsaudet lumijälkilaskennoissa. Keskiarvo + keskihajonta.

Lumijälkilaskennoissa havaittiin kaikkiaan 11 eri lajia (Taulukko 3), joista analyyseihin otettiin seitsemän runsainta – kuusi nisäkäslajia ja riekko (Kuva 3). Porojen jälkiä ei otettu mukaan analyyseihin. Havaituista nisäkäslajeista runsaimpia olivat metsäjänis (34,8 % havainnoista taukopaikoilla; 30,8 % kontrollialueilla), kettu (19,9 % / 14 %) ja orava (12,9 % / 4,3 %).

Laskennoissa taukopaikka aiheutti kontrollialueita selvästi korkeampia nisäkästiheyksiä, kun kaikkia lajeja tarkasteltiin yhteensä (P <0,001, ks. Taulukko 4). Tarkasteltaessa lajeja erikseen korkeampi tiheys taukopaikoilla oli ainoastaan jäniksellä (P = 0,023) ja ketulla (P = 0,005). Riekon tiheydet eivät eronneet taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä (P = 0,521). Myyrän (P = 0,050) ja riekon (P = 0,018) tiheydet vaihtelivat vuosien 2005 ja 2006 välillä.

Taulukko 4. Lumijälki-indeksien erot taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja Vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13). Toistettujen mittausten ANOVA. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Vaihtelu | df | MS | F | P |
|---|---|---|---|---|---|
| **Jänis** | Alue | 1 | 870,723 | 5,588 | **0,023** |
| | Virhe | 38 | 155,816 | | |
| | Vuosi | 1 | 0,452 | 0,005 | 0,942 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 31,340 | 0,371 | 0,546 |
| | Virhe | 38 | 84,544 | | |
| **Kettu** | Alue | 1 | 336,943 | 8,857 | **0,005** |
| | Virhe | 38 | 38,041 | | |
| | Vuosi | 1 | 50,911 | 1,532 | 0,223 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,764 | 0,023 | 0,880 |
| | Virhe | 38 | 33,241 | | |
| **Orava** | Alue | 1 | 215,363 | 3,926 | 0,055 |
| | Virhe | 38 | 54,850 | | |
| | Vuosi | 1 | 8,938 | 0,128 | 0,723 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 1,072 | 0,015 | 0,902 |
| | Virhe | 38 | 69,877 | | |
| **Kärppä** | Alue | 1 | 1,513 | 0,455 | 0,504 |
| | Virhe | 38 | 3,323 | | |
| | Vuosi | 1 | 10,690 | 3,217 | 0,081 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 1,513 | 0,455 | 0,504 |
| | Virhe | 38 | 3,323 | | |
| **Lumikko** | Alue | 1 | 21,013 | 1,222 | 0,276 |
| | Virhe | 38 | 17,916 | | |
| | Vuosi | 1 | 19,013 | 1,100 | 0,301 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 13,613 | 0,787 | 0,380 |
| | Virhe | 38 | 17,286 | | |
| **Myyrä** | Alue | 1 | 5,684 | 1,055 | 0,311 |
| | Virhe | 38 | 5,387 | | |
| | Vuosi | 1 | 19,331 | 4,115 | **0,050** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 8,017 | 1,707 | 0,199 |
| | Virhe | 38 | 4,697 | | |
| **Riekko** | Alue | 1 | 53,508 | 0,420 | 0,521 |
| | Virhe | 38 | 127,345 | | |
| | Vuosi | 1 | 761,653 | 6,144 | **0,018** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 147,352 | 1,189 | 0,282 |
| | Virhe | 38 | 123,966 | | |
| **Nisäkkäät yhteensä** | Alue | 1 | 818,218 | 13,864 | **<0,001** |
| | Virhe | 238 | 59,016 | | |
| | Vuosi | 1 | 9,352 | 0,270 | 0,604 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 4,276 | 0,123 | 0,726 |
| | Virhe | 238 | 34,642 | | |

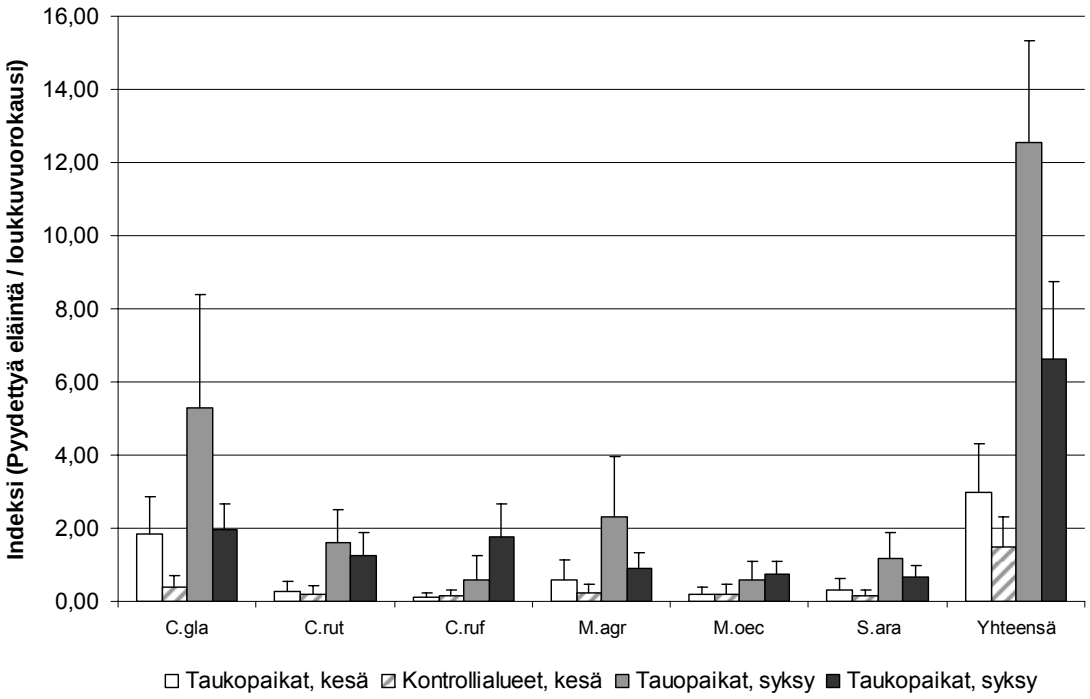
### 3.1.2. Tiheyserot kesällä piennisäkäspyynneissä

Piennisäkäspyyntien kesto oli molempina vuosina sekä kesällä että syksyllä 4320 loukkuvuorokautta eli yhteensä [2 x 2 x 4320 =] 17 280 loukkuvuorokautta. Vuonna 2005 eläimiä pyydettiin taukopaikoilta kesällä yhteensä 55 ja syksyllä 182 sekä kontrollialueilta kesällä yhteensä 18 ja syksyllä 92. Vastaavasti vuonna 2006 pyyntimäärät olivat taukopaikoilta kesällä 74 ja syksyllä 364 sekä kontrollialueilta kesällä 58 ja syksyllä 203 eläintä (Taulukko 5). Aineisto koostuu kaikkiaan 11 eri lajista, joista analyyseissa on mukana kuusi runsainta.

Taulukko 5. Piennisäkäspyynneissä pyydetyt eläimet (kpl) lajeittain vuonna 2005 ja (2006).

| | | | **Taukopaikat** | | **Kontrollialueet** | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Laji | Tieteellinen nimi | Lyhenne | Kesä | Syksy | Kesä | Syksy |
| Metsämyyrä | *Clethrionomys glareolus* | C.gla | 30 (50) | 78 (150) | 9 (24) | 42 (87) |
| Punamyyrä | *Clethrionomys rutilus* | C.rut | 8 (8) | 33 (43) | 2 (9) | 14 (33) |
| Harmaakuvemyyrä | *Clethrionomys rufocanus* | C.ruf | 4 (4) | 8 (37) | 3 (9) | 4 (23) |
| Peltomyyrä | *Microtus agrestis* | M.agr | 1 (7) | 13 (31) | 1 (8) | 7 (24) |
| Lapinmyyrä | *Microtus oeconomus* | M.oec | 1 | 3 (18) | (1) | 7 (7) |
| Vesimyyrä | *Arvicola terrestris* | A.ter | – | – | (2) | – |
| Metsäsopuli | *Myopus schisticolor* | M.sch | – | – | – | (1[1]) |
| Metsäpäästäinen | *Sorex araneus* | S.ara | 10 (4) | 44 (71) | 3 (4) | 14 (15) |
| Vaivaispäästäinen | *Sorex minutus* | S.min | – | 1 (3) | – | 4 (2) |
| Idänpäästäinen | *Sorex caecutiens* | S.cae | 2 | 2 | 1 | (1) |
| Vesipäästäinen | *Neomys fodiens* | N.fod | – | (3[2]) | – | – |
| Myyrä sp. | (Syöty tmv.) | | – | 2 (2) | – | (2) |
| **Yhteensä** | | | **56 (74)** | **182 (360)** | **18 (58)** | **92 (195)** |

[1] Punainen Hiekka kontrolli (Aittaniemi).
[2] Sioskuru, Mäntyrova ja Mustakero.




Kuva 4. Piennisäkäsindeksit lajeittain ja pyyntikausittain piennisäkäspyynneissä. Keskiarvo + keskihajonta. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), M.oec (Lapinmyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen) ja Yhteensä (Kaikki lajit yhteensä).

Piennisäkäspyynneissä kaikki lajeja tarkasteltuna yhdessä taukopaikka aiheutti korkeampia tiheyksiä sekä kesäisin (P <0,001) että syksyisin (P <0,001). Punamyyrän kesätiheyksiä ja peltomyyrän syystiheyksiä lukuunottamatta taukopaikka aiheutti myös korkeampia lajitiheyksiä yksittäisillä lajeilla (Kuva 4, Taulukko 6).

Vuosien välillä tiheydet erosivat kesäisin puna- ja peltomyyrän tiheyksiä lukuunottamatta. Syksyisin vuosien välistä vaihtelua oli kaikilla lajeilla peltomyyrää lukuun ottamatta (Taulukko 6). Kaikkia lajeja tarkasteltuna yhdessä tiheydet erosivat vuosien välillä sekä kesällä että syksyllä (P <0,001 molempina vuodenaikoina).

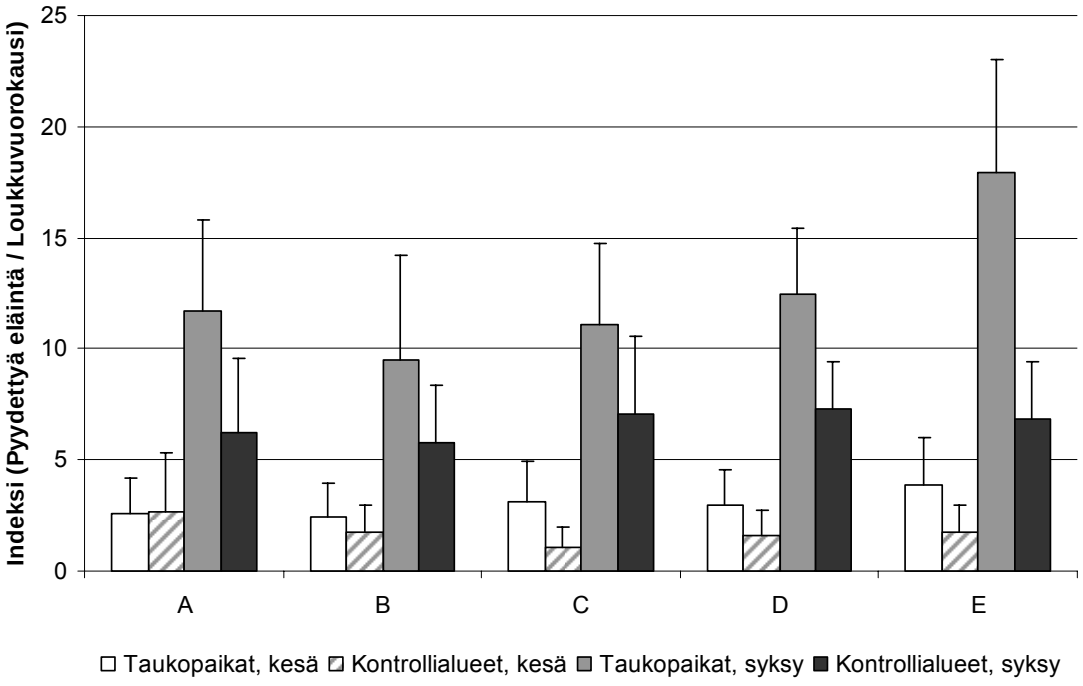
Lisäksi eri vuosina taukopaikkojen ja kontrollialueiden välisissä piennisäkästiheyksissä oli eroa kesällä metsä- ja harmaakuvemyyrällä ja syksyllä harmaakuve- ja lapinmyyrällä (Taulukko 6). Kaikkia lajeja tarkasteltuna yhdessä yhdysvaikutusta oli vain kesällä (P = 0,017).

Taulukko 6. Lajien tiheyserot taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä vuodenajoittain piennisäkäspyynnissä. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja Vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13). C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), M.oec (Lapinmyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen) ja Yht. (Kaikki lajit yhteensä). Toistettujen mittausten ANOVA. Pienruutu (df = 4) oli mukana testitasona, mutta tässä sen vaikutusta ei ole raportoitu. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

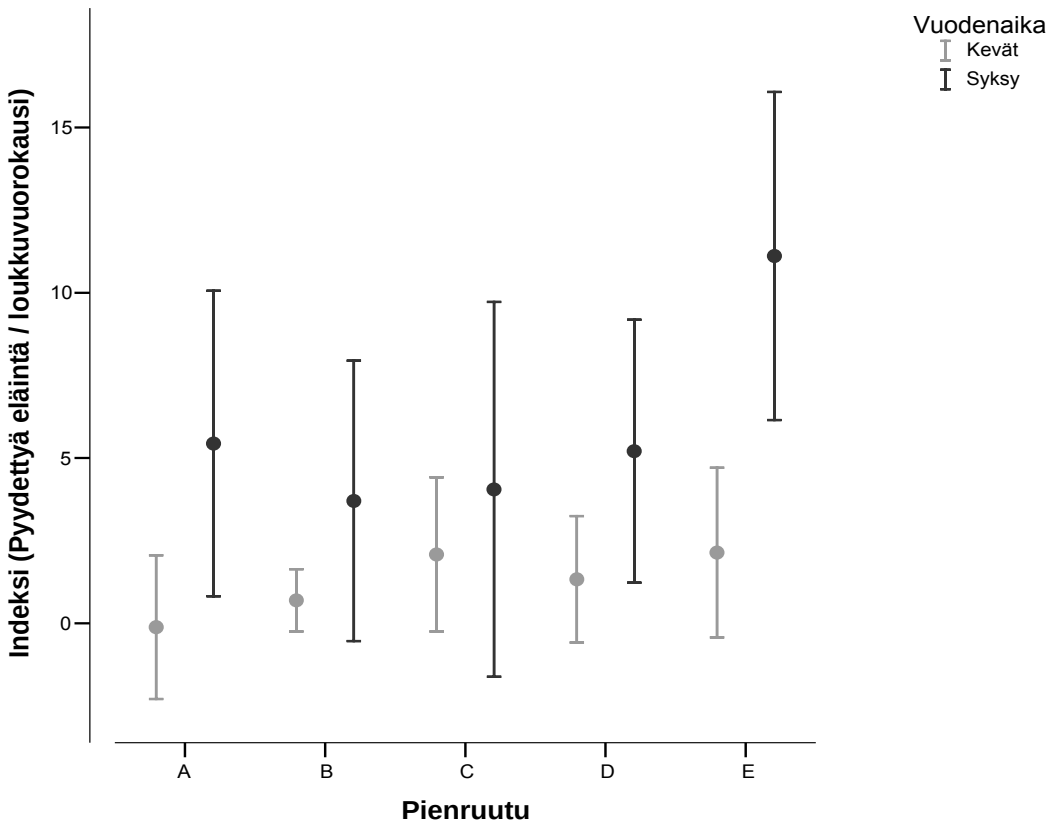
| | | **Kesä** | | | | **Syksy** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Vaihtelu | df | MS | F | P | df | MS | F | P |
| **C.gla** | Alue | 1 | 853,053 | 40,566 | **<0,001** | 1 | 135,465 | 9,602 | **0,002** |
| | Virhe | 170 | 21,029 | | | 170 | 14,107 | | |
| | Vuosi | 1 | 229,599 | 15,586 | **<0,001** | 1 | 66,021 | 6,949 | **0,009** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 167,870 | 11,395 | **0,001** | 1 | 30,141 | 3,173 | 0,077 |
| | Virhe | 170 | 14,731 | | | 170 | 9,500 | | |
| **C.rut** | Alue | 1 | 8,150 | 1,420 | 0,235 | 1 | 25,511 | 4,901 | **0,028** |
| | Virhe | 170 | 5,739 | | | 170 | 5,205 | | |
| | Vuosi | 1 | 5,835 | 1,584 | 0,210 | 1 | 13,937 | 3,594 | 0,060 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 3,906 | 1,060 | 0,305 | 1 | 5,835 | 1,505 | 0,222 |
| | Virhe | 170 | 3,685 | | | 170 | 3,878 | | |
| **C.ruf** | Alue | 1 | 222,996 | 13,269 | **<0,001** | 1 | 552,128 | 19,489 | **<0,001** |
| | Virhe | 170 | 16,805 | | | 170 | 28,331 | | |
| | Vuosi | 1 | 102,047 | 12,866 | **<0,001** | 1 | 316,404 | 25,753 | **<0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 32,601 | 4,110 | **0,044** | 1 | 135,463 | 11,026 | **0,001** |
| | Virhe | 170 | 7,932 | | | 170 | 12,286 | | |
| **M.agr** | Alue | 1 | 89,169 | 4,957 | **0,027** | 1 | 8,150 | 1,717 | 0,192 |
| | Virhe | 170 | 17,988 | | | 170 | 4,746 | | |
| | Vuosi | 1 | 3,906 | 1,143 | 0,287 | 1 | 52,517 | 11,337 | **0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 5,835 | 1,707 | 0,193 | 1 | 3,906 | 0,843 | 0,360 |
| | Virhe | 170 | 3,418 | | | 170 | 4,632 | | |
| **M.oec** | Alue | 1 | 159,447 | 10,008 | **0,002** | 1 | 1659,445 | 46,651 | **<0,001** |
| | Virhe | 170 | 15,932 | | | 170 | 35,571 | | |
| | Vuosi | 1 | 87,109 | 8,813 | **0,003** | 1 | 487,088 | 26,484 | **<0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 18,338 | 1,855 | 0,175 | 1 | 304,796 | 16,573 | **<0,001** |
| | Virhe | 170 | 9,884 | | | 170 | 18,392 | | |
| **S.ara** | Alue | 1 | 316,406 | 28,858 | **<0,001** | 1 | 37,809 | 5,750 | **0,018** |
| | Virhe | 170 | 10,964 | | | 170 | 6,576 | | |
| | Vuosi | 1 | 106,530 | 13,388 | **<0,001** | 1 | 15,625 | 4,537 | **0,035** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 2,363 | 0,297 | 0,587 | 1 | 1,736 | 0,504 | 0,479 |
| | Virhe | 170 | 7,957 | | | 170 | 3,444 | | |
| **Yht.** | Alue | 1 | 567,873 | 21,272 | **<0,001** | 1 | 261,419 | 8,943 | **<0,001** |
| | Virhe | 1070 | 26,696 | | | 1070 | 29,230 | | |
| | Vuosi | 1 | 405,096 | 46,391 | **<0,001** | 1 | 659,739 | 62,013 | **<0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 49,529 | 5,672 | **0,017** | 1 | 0,050 | 0,005 | 0,945 |
| | Virhe | 1070 | 8,732 | | | 1070 | 10,639 | | |

### 3.1.3. Tiheyden alueellinen jakautuminen piennisäkäspyynneissä

Piennisäkkäiden suhteellista alueellista jakaumaa taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä tarkasteltiin ryhmittäen kaikki pyydetyt eläimet pienruuduittain yhteen (Kuva 5) ja laskemalla pienruuduittain taukopaikkojen ja kontrollialueiden tiheyden välinen erotus [= a-b, jossa a = taukopaikkojen tiheys ja b= kontrollialueiden tiheys] (Kuva 6, ks. myös Liite 4). Kesällä millään taukopaikan osalla ei ollut suurempia piennisäkästiheyksiä kuin vastaavilla kontrollialueiden osilla (ANOVA, df = 4, F = 0,959, P = 0,435). Syksyllä taukopaikan keskellä piennisäkästiheyksien ero taukopaikkojen ja kontrollialuieden välillä oli selvästi suurin, mutta ero ei ollut merkitsevä (ANOVA, df = 4, F = 1,794, P = 0,138). Piennisäkästiheydet olivat kuitenkin keskellä taukopaikkaa suhteellisesti suuremmat syksyllä kuin kesällä (ANOVA, df = 1, F = 11,478, P = 0,002, Kuva 6).




Kuva 5. Piennisäkäsndeksien alueellinen jakautuminen pienruuduittain (A-E, jossa E = keskellä tutkimusaluetta) piennisäkäspyynneissä taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Keskiarvo + keskihajonta.

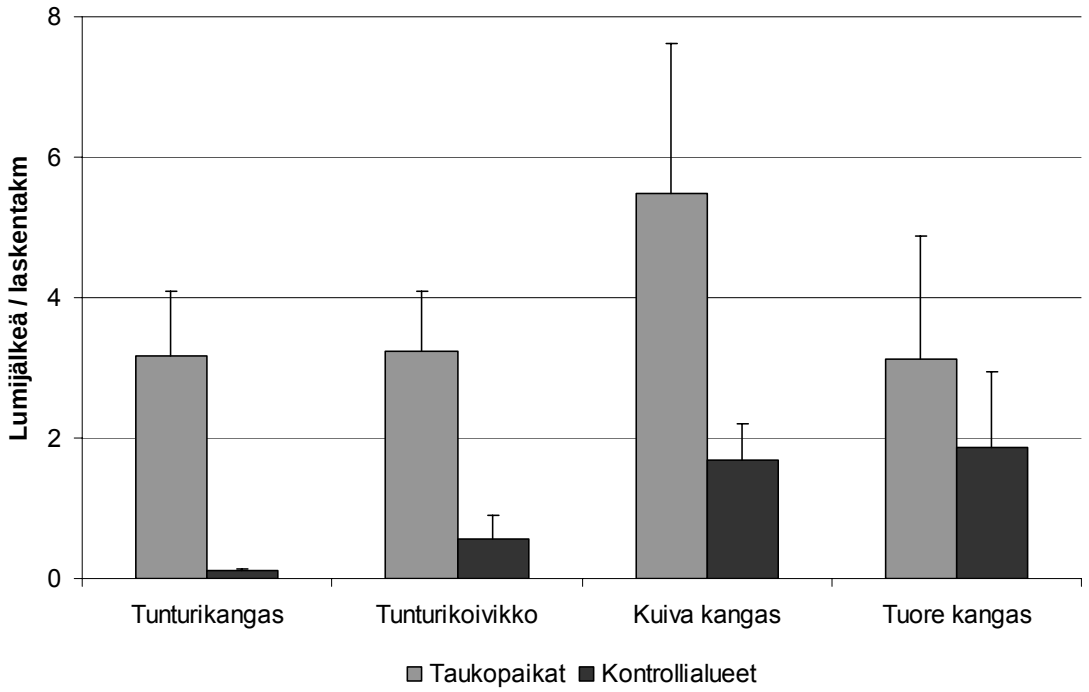



Kuva 6. Piennisäkäsindeksien erotus pienruuduittain taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä eri vuodenaikoina. Keskiarvo + 95 % luottamusväli.

### 3.2. Tiheyserot pääbiotoopeittain taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä

#### 3.2.1. Erot lumijälkilaskennoissa talvella

Lumijälkilaskentojen perusteella taukopaikka aiheutti korkeampia lajitiheyksiä kontrollialueisiin verrattuna alueilla, jotka sijaitsivat tunturikankailla (P = 0,045) tai tunturikoivikoissa (P = 0,024, Kuva 7, Taulukko 7). Lisäksi tunturikoivikoissa sijainneilla taukopaikoilla oli lumijälkien tiheyksissä merkitsevää vuosien välistä vaihtelua (P = 0,024) sekä taukopaikan ja vuosien välisen vaihtelun välistä yhdysvaikutusta (P = 0,003), ts. yhdysvaikutus selitti paremmin tiheyseroja kuin kumpikaan päävaikutus yksinään.



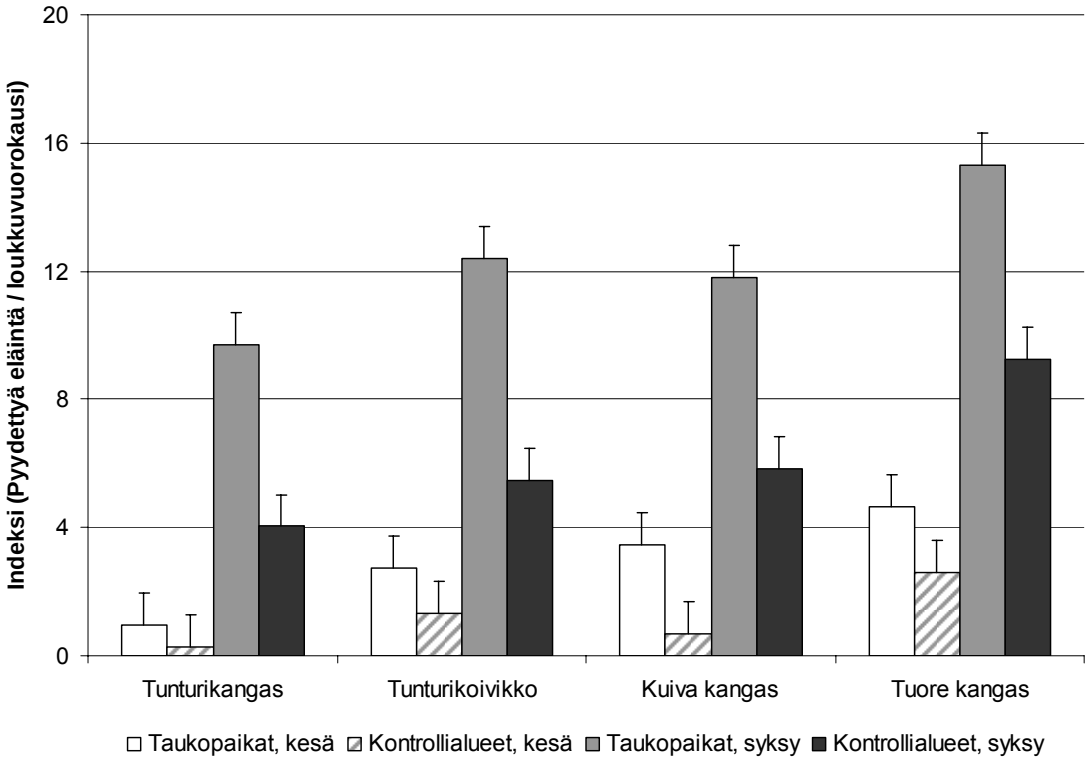

Kuva 7. Lumijälkien runsaudet taukopaikoilla ja kontrollialueilla biotoopeittain.
Keskiarvo + keskihajonta.

Taulukko 7. Nisäkkäiden tiheyserot taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä biotoopeittain lumijälkilaskennassa. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja Vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13). Toistettujen mittausten ANOVA. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Käsittely | df | MS | F | P |
|---|---|---|---|---|---|
| **Tunturikangas** | Alue | 1 | 27,979 | 8,260 | **0,045** |
| | Virhe | 4 | 3,387 | | |
| | Vuosi | 1 | 0,742 | 0,072 | 0,802 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 1,572 | 0,152 | 0,716 |
| | Virhe | 4 | 10,318 | | |
| **Tunturikoivikko** | Alue | 1 | 31,556 | 31,556 | **0,024** |
| | Virhe | 7 | 3,844 | | |
| | Vuosi | 1 | 8,852 | 8,231 | **0,024** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 21,552 | 20,040 | **0,003** |
| | Virhe | 7 | 1,075 | | |
| **Kuiva kangas** | Alue | 1 | 57,671 | 57,671 | 0,135 |
| | Virhe | 6 | 19,396 | | |
| | Vuosi | 1 | 1,967 | 1,019 | 0,352 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 1,022 | 0,529 | 0,494 |
| | Virhe | 6 | 1,930 | | |
| **Tuore kangas** | Alue | 1 | 10,443 | 10,443 | 0,439 |
| | Virhe | 11 | 16,178 | | |
| | Vuosi | 1 | 2,432 | 0,153 | 0,704 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 7,659 | 0,481 | 0,503 |
| | Virhe | 11 | 15,936 | | |

### 3.2.2. Erot piennisäkäspyynnissä kesällä

Piennisäkäspyynneissä taukopaikka selitti korkeampia nisäkästiheyksiä tunturikankailla (P = 0,050) ja kuivilla kankailla (P = 0,031) sijainneilla tutkimusalueilla (Kuva 8, Taulukko 8). Jokaisella biotoopilla tiheydet olivat suuremmat syksyisin (Taulukko 8). Lisäksi tunturikoivikoissa ja tuoreilla kankailla eroa tiheyksissä oli myös vuosien välillä (P = 0,003 ja P = 0,005).




Kuva 8. Piennisäkkäiden pyyntikausittaiset runsaudet taukopaikoilla ja kontrollialueilla biotoopeittain. Keskiarvo + keskihajonta.

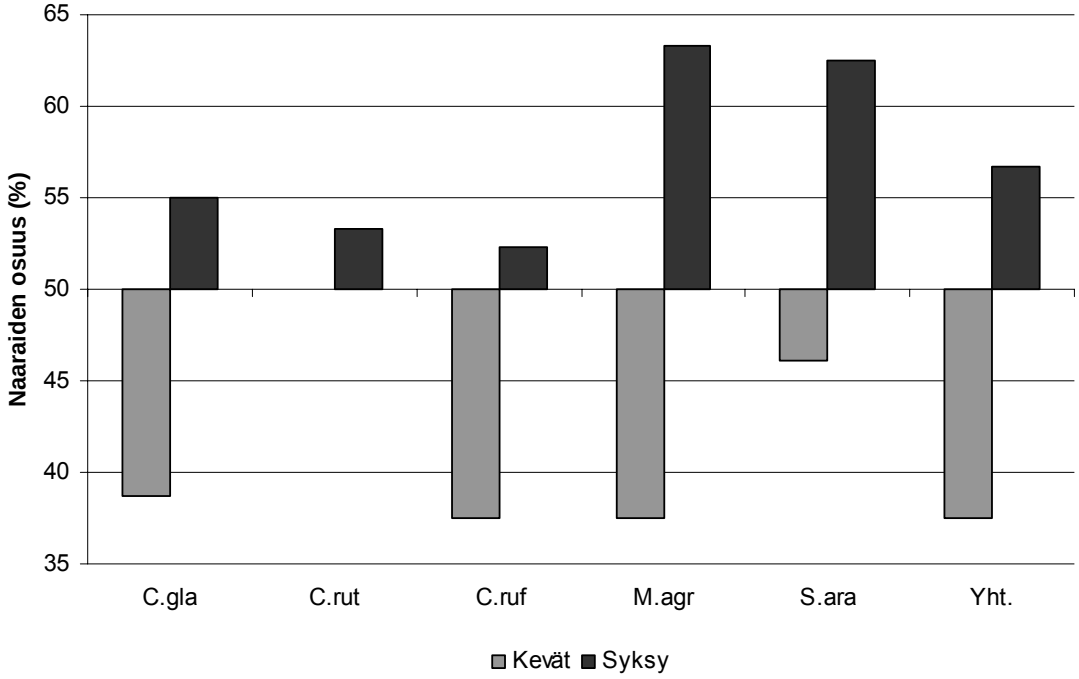
Taulukko 8. Nisäkkäiden tiheyserot taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä biotoopeittain piennisäkäspyynnissä. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuodenaika (Vuodenajan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja Vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13 ). Toistettujen mittausten ANOVA. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Käsittely | df | MS | F | P |
|---|---|---|---|---|---|
| **Tunturikangas** | Alue | 1 | 60,802 | 5,265 | **0,050** |
| | Vuodenaika | 1 | 234,375 | 20,296 | **0,002** |
| | Virhe | 8 | 11,548 | | |
| | Vuosi | 1 | 13,802 | 1,951 | 0,200 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 7,707 | 1,089 | 0,327 |
| | Virhe | 8 | 7,075 | | |
| **Tunturikoivikko** | Alue | 1 | 173,889 | 3,993 | 0,063 |
| | Vuodenaika | 1 | 476,100 | 10,934 | **0,004** |
| | Virhe | 16 | 43,544 | | |
| | Vuosi | 1 | 151,321 | 11,877 | **0,003** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 20,449 | 1,605 | 0,223 |
| | Virhe | 16 | 12,741 | | |
| **Kuiva kangas** | Alue | 1 | 114,407 | 6,877 | **0,031** |
| | Vuodenaika | 1 | 272,027 | 16,352 | **0,004** |
| | Virhe | 8 | 16,636 | | |
| | Vuosi | 1 | 24,000 | 3,798 | 0,087 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 10,140 | 1,605 | 0,241 |
| | Virhe | 8 | 6,319 | | |
| **Tuore kangas** | Alue | 1 | 165,649 | 4,148 | 0,059 |
| | Vuodenaika | 1 | 751,689 | 18,822 | **0,001** |
| | Virhe | 16 | 39,937 | | |
| | Vuosi | 1 | 292,681 | 10,834 | **0,005** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,784 | 0,029 | 0,867 |
| | Virhe | 16 | 27,015 | | |

### 3.3. Matkailun vaikutus piennisäkkäiden sukupuolijakaumaan, lisääntymistilaan ja -menestykseen sekä morfometrisiin muuttujiin

#### 3.3.1. Sukupuolisuhde taukopaikoilla

Neljän myyrälajin ja yhden päästäislajin sukupuolijakaumaa tarkasteltiin ainoastaan taukopaikoilla vertaamalla sitä teoreettiseen 1:1 sukupuolisuhteeseen. Kun kaikkia lajeja tarkasteltiin yhdessä, taukopaikkojen sukupuolisuhde oli keväällä koirasvoittoinen (P = 0,038) ja syksyllä naarasvoittoinen (P = 0,050, Kuva 9, Taulukko 9). Tarkasteltaessa lajeja erikseen sukupuolisuhde ei eronnut millään lajilla.



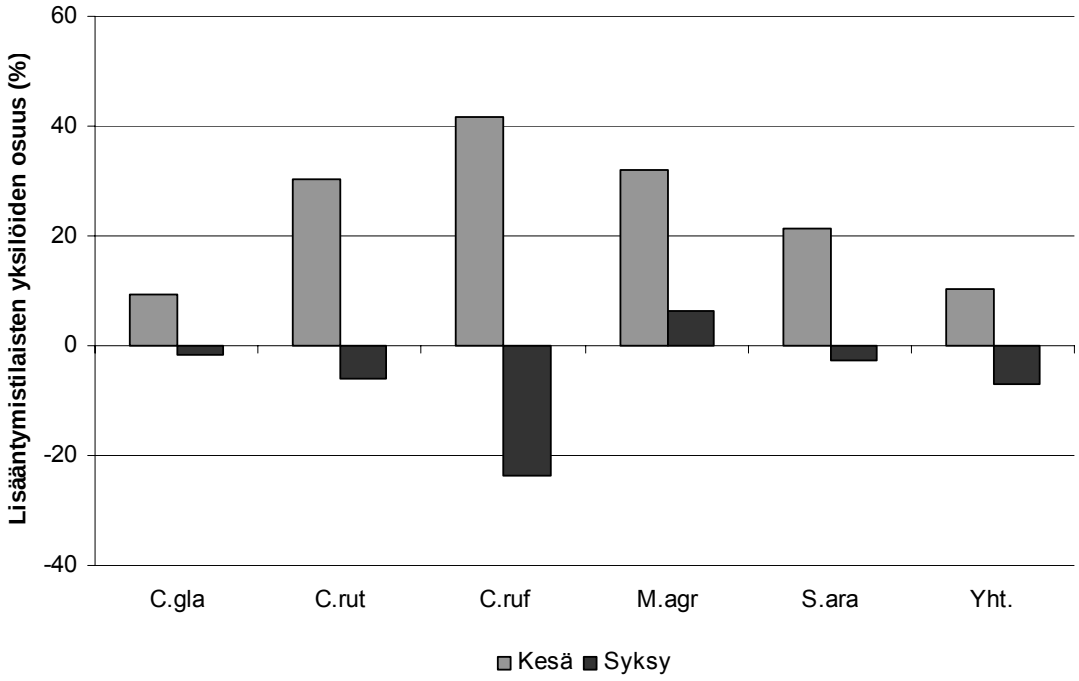

Kuva 9. Piennisäkäsnaaraiden osuus (%) taukopaikoilla. Lajilyhenteet, ks. Taulukko 5, s. 17.

Taulukko 9. Piennisäkäsnaaraiden osuuden poikkeama 1:1 lukusuhteesta taukopaikoilla. $\chi^2$-testi. df = 1. Merkitsevät tulokset (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Kesä | | | | Syksy | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | ♀-osuus | $\chi^2$ | P | n | ♀-osuus | $\chi^2$ | P |
| Metsämyyrä | 31 | 38,75 | 0,820 | 0,365 | 122 | 54,95 | 0,606 | 0,436 |
| Punamyyrä | – | – | – | – | 40 | 53,33 | 0,029 | 0,866 |
| Harmaakuvemyyrä | 3 | 37,50 | 0,008 | 0,927 | 23 | 52,27 | 0,000 | 1,000 |
| Peltomyyrä | 3 | 37,50 | 0,512 | 0,474 | 26 | 63,31 | 0,740 | 0,390 |
| Metsäpäästäinen | 6 | 46,15 | 0,000 | 1,000 | 70 | 62,50 | 0,984 | 0,321 |
| Yhteensä | 48 | 37,50 | 4,291 | **0,038** | 297 | 56,68 | 3,845 | **0,050** |

### 3.3.2. Lisääntymistilan ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä

Tutkitut eläimet jaoteltiin joko lisääntymistilaisiksi tai sellaisiksi yksilöiksi, jotka eivät olleet saavuttaneet lisääntymistilaa (ks. s. 11). Taukopaikoilla oli kesällä kontrollialueita runsaammin lisääntymistilaisia yksilöitä (P = 0,040, Kuva 10, Taulukko 10). Yksittäisiä lajeja tarkasteltuna sama havaittiin harmaakuvemyyrällä (P = 0,018). Syksyllä tilanne oli täsmälleen päin vastainen. Kaikkia lajeja yhdessä tarkasteltuina taukopaikoilla oli tällöin merkitsevästi vähemmän lisääntymistilaisia yksilöitä (P = 0,032).



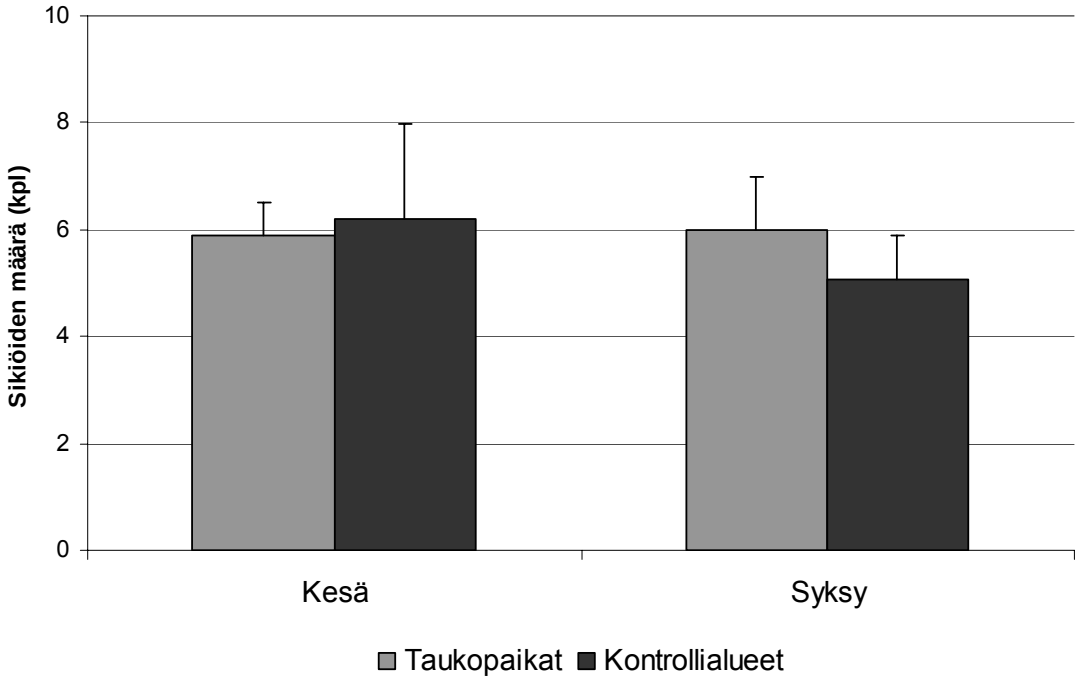

Kuva 10. Piennisäkäslajien lisääntymistilaisten yksilöiden osuuksien erotus taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen), Yht. (Kaikki lajit yhteensä).

Taulukko 10. Lisääntymistilaisten yksilöiden osuuden (% -yksikköä) erotus taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. $\chi^2$-testi. df = 1. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Kesä | | | | Syksy | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | %-osuus | $\chi^2$ | P | n | %-osuus | $\chi^2$ | P |
| Metsämyyrä | 100 | 9,50 | 2,041 | 0,136 | 80 | -1,50 | 0,061 | 0,452 |
| Punamyyrä | 22 | 30,20 | 3,918 | 0,071 | 32 | -6,10 | 0,587 | 0,289 |
| Harmaakuvemyyrä | 15 | 41,70 | 6,967 | **0,018** | 48 | -23,70 | 3,52 | 0,053 |
| Peltomyyrä | 12 | 31,90 | 1,333 | 0,285 | 27 | 6,30 | 0,317 | 0,379 |
| Metsäpäästäinen | 15 | 21,50 | 1,05 | 0,299 | 7 | -2,60 | 0,338 | 0,425 |
| Yhteensä | 164 | 10,20 | 3,859 | **0,040** | 194 | -7,10 | 4,731 | **0,032** |

### 3.3.3. Lisääntymismenestyksen ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä

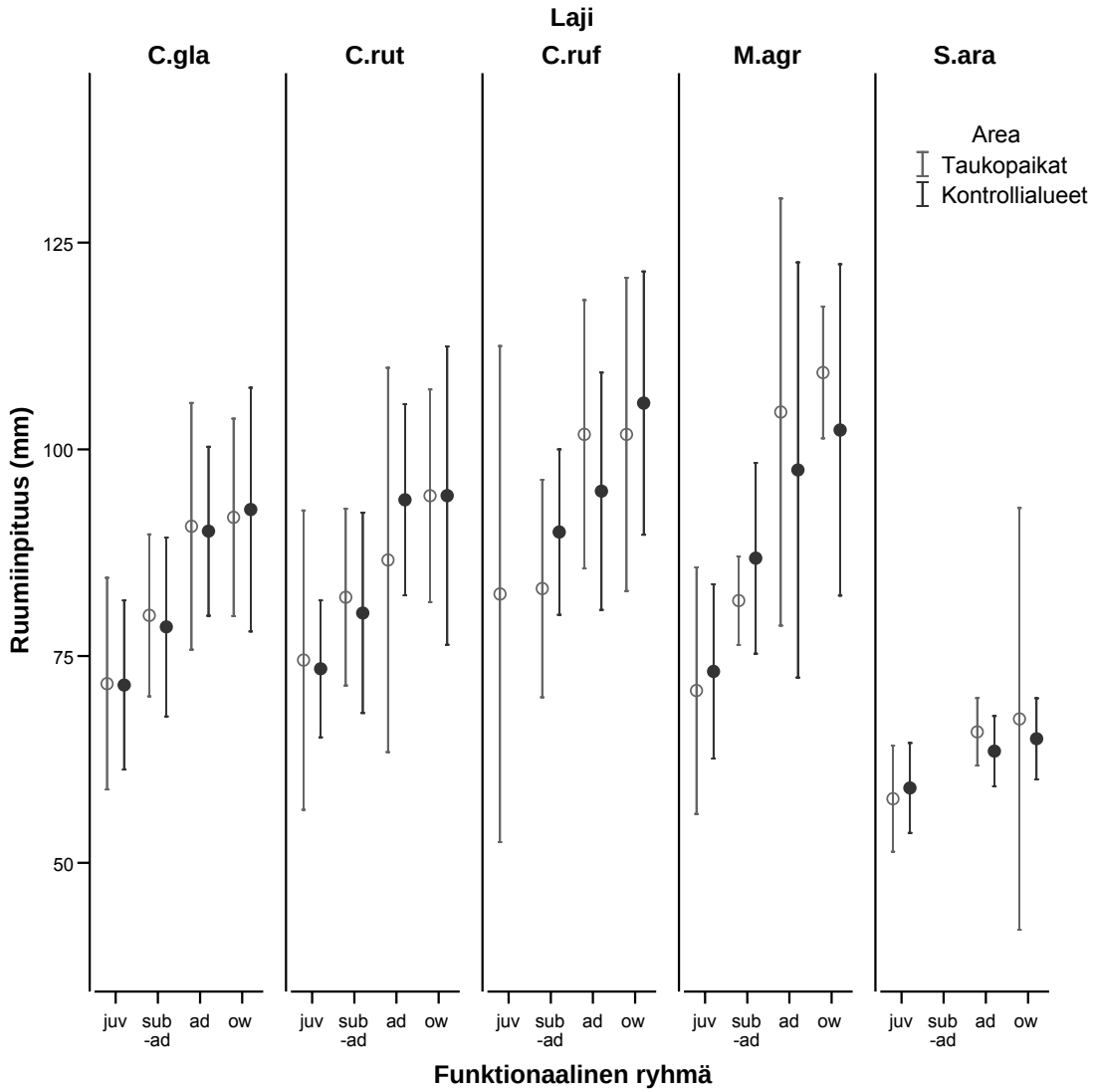
Lisääntymismenestystä taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä mitattiin vertailemalla naarasmyyrien kohdusta preparoituja sikiöitä. Kesällä sikiöiden määrässä ei ollut eroa (ANOVA, df = 1, F = 0,017, P = 0,900, Kuva 11). Syksyllä taukopaikkojen myyrillä oli enemmän sikiöitä (ANOVA, df = 1, F = 4,233, P = 0,050).




Kuva 11. Sikiöiden määrä myyrien kohduissa taukopaikoilla ja kontrollialueilla eri pyyntikausina. Keskiarvo + keskihajonta.

### 3.3.4. Ruumiinpituuden ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä

Ruumiinpituuden keskiarvo erosi merkitsevästi taukopaikkojen ja kontrollialuiden välillä ainoastaan harmaakuvemyyrällä ja peltomyyrällä (Kuva 12, Taulukko 11). Adultit harmaakuvemyyrät olivat pidempiä (P = 0,010) ja sub-adultit peltomyyrät keskimäärin lyhyempiä (P = 0,016) taukopaikoilla kuin kontrollialueilla. Juveniilien tai talvehtineiden yksilöiden ruumiinpituudet eivät eronneet taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä.



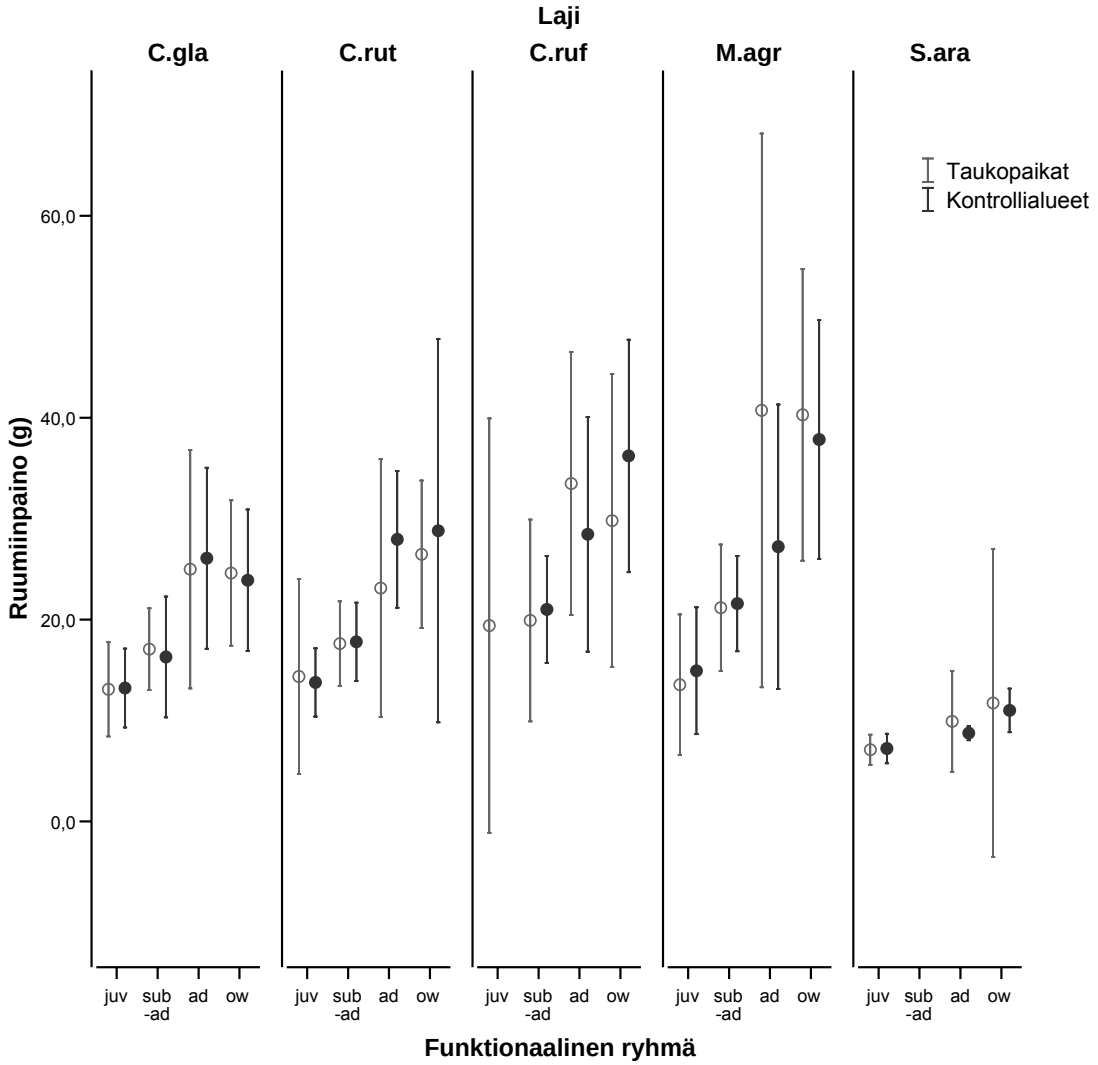

Kuva 12. Piennisäkkäiden funktionaalisten ryhmien ruumiinpituudet lajeittain taukopaikoilla ja kontrollialueilla. Keskiarvo + keskihajonta. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen) sekä Juv (Juveniilit), Sub-ad (Sub-adultit), Ad (Adultit) ja Ow (Talvehtineet).

Taulukko 11. Piennisäkkäiden funktionaalisten ryhmien ruumiinpituuden ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen). Varianssianalyysi (Log-muunnetut arvot). df = 1. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | | **Juveniilit** | | | **Sub-adultit** | | | **Adultit** | | | **Talvehtineet** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Laji | n | F | P | n | F | P | n | F | P | n | F | P |
| C.gla | 127 | 0,002 | 0,966 | 77 | 2,425 | 0,122 | 49 | 0,050 | 0,824 | 102 | 0,291 | 0,591 |
| C.rut | 40 | 0,084 | 0,773 | 50 | 1,506 | 0,226 | 22 | 3,122 | 0,092 | 18 | 0,001 | 0,971 |
| C.ruf | – | – | – | 15 | 2,694 | 0,125 | 37 | 7,436 | **0,010** | 17 | 0,747 | 0,401 |
| M.agr | 19 | 0,606 | 0,447 | 22 | 6,971 | **0,016** | 18 | 1,157 | 0,298 | 10 | 2,795 | 0,133 |
| S.ara | 89 | 2,738 | 0,102 | 14 | 0,077 | 0,787 | 8 | 2,046 | 0,203 | 19 | 0,084 | 0,776 |

### 3.3.5. Ruumiinpainon ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä

Ruumiinpituus erosi taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä ainoastaan harmaakuvemyyrällä (Kuva 13, Taulukko 12). Talvehtineet (P = 0,046) ja sub-adultit yksilöt (P = 0,010) olivat taukopaikoilla keskimäärin kevyempiä kuin kontrollialueiden yksilöt. Juveniilien tai adulttien yksilöiden painojen välillä ei havaittu eroa millään lajilla.




Kuva 13. Piennisäkkäiden funktionaalisten ryhmien ruumiinpainot lajeittain taukopaikoilla ja kontrollialueilla. Keskiarvo + keskihajonta. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen) sekä Juv (Juveniilit), Sub-ad (Sub-adultit), Ad (Adultit) ja Ow (Talvehtineet).

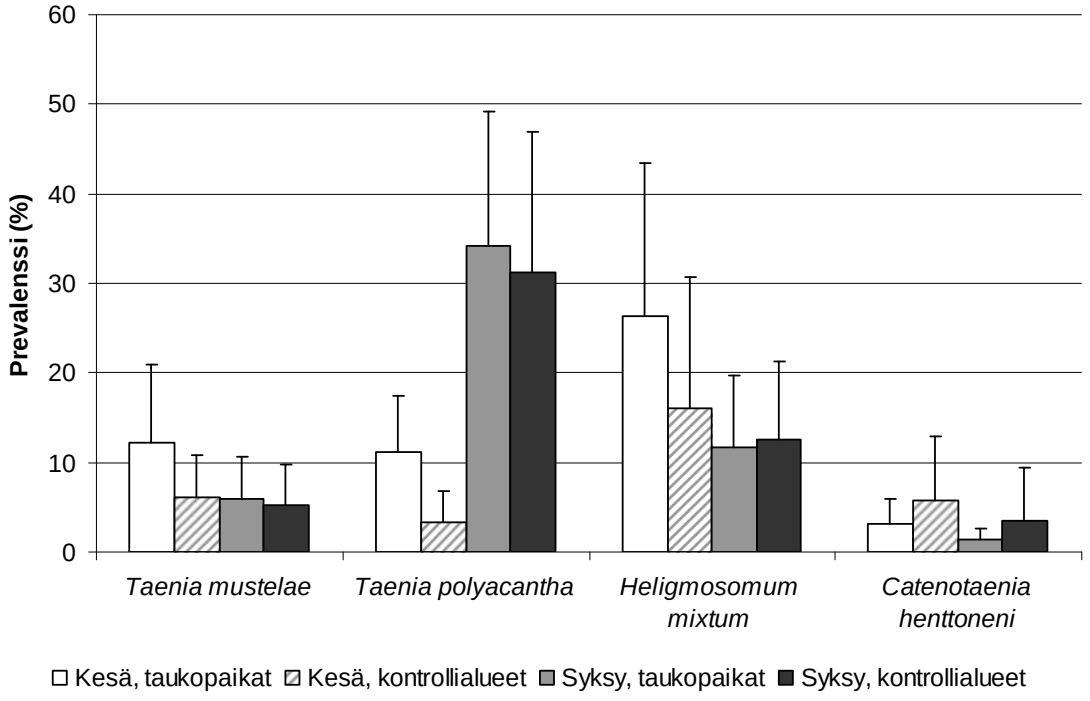
Taulukko 12. Piennisäkkäiden funktionaalisten ryhmien ruumiinpainon ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: C.gla (Metsämyyrä), C.rut (Punamyyrä), C.ruf (Harmaakuvemyyrä), M.agr (Peltomyyrä), S.ara (Metsäpäästäinen). Varianssianalyysi (Log-muunnetut arvot). df=1. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | | **Juveniilit** | | | **Sub-adultit** | | | **Adultit** | | | **Talvehtineet** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Laji | n | F | P | n | F | P | n | F | P | n | F | P |
| C.gla | 131 | 0,223 | 0,637 | 126 | 0,747 | 0,392 | 49 | 1,484 | 0,225 | 102 | 0,906 | 0,343 |
| C.rut | 40 | 0,026 | 0,872 | 50 | 3,418 | 0,079 | 22 | 0,128 | 0,722 | 18 | 0,320 | 0,580 |
| C.ruf | – | – | – | 15 | 7,331 | **0,010** | 40 | 0,282 | 0,604 | 17 | 4,743 | **0,046** |
| M.agr | 20 | 0,997 | 0,331 | 24 | 4,292 | 0,055 | 18 | 0,208 | 0,652 | 10 | 0,198 | 0,669 |
| S.ara | 90 | 0,393 | 0,532 | 14 | 0,257 | 0,630 | 8 | 0,025 | 0,877 | 19 | 0,019 | 0,892 |

### 3.4. Matkailun vaikutus myyrien sisäloisten prevalensseihin ja -tiheyksiin

#### 3.4.1. Erot loisprevalensseissa

Loisprevalensseissa (infektoituneiden yksilöiden % -osuus) ei havaittu eroa taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä minkään lajin osalta (Kuva 14, Taulukko 13). *Taenia mustelae*n ja *Heligmosomum mixtum*in prevalensseissa oli ainoastaan vuosienvälistä vaihtelua (Taulukko 13). Lisäksi *Taenia polyacantha*n prevalenssi oli syksyisin (P <0,001) suurempi kuin kesällä. Prevalensseissa oli suurta hajontaa.



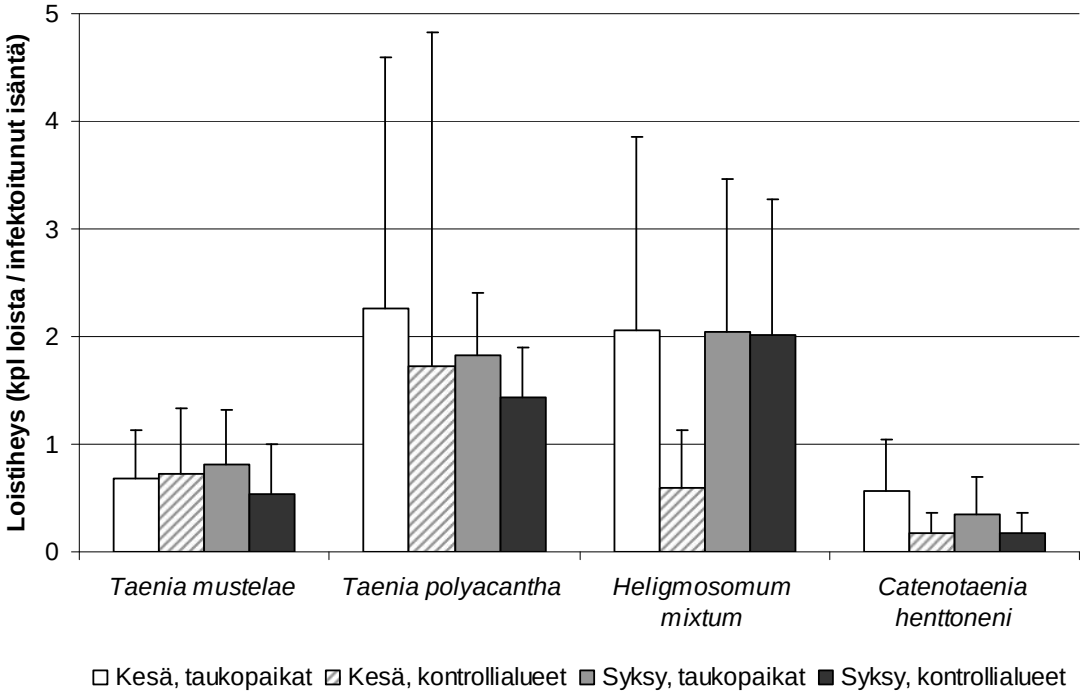

Kuva 14. Loisprevalenssi (infektoituneiden eläinten osuus) taukopaikoilla ja kontrollialueilla pyyntikausittain. Keskiarvo + keskihajonta.

Taulukko 13. Loisprevalenssien ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuodenaika (Vuodenajan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13). Toistettujen mittausten ANOVA. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Vaihtelu | df | MS | F | P |
|---|---|---|---|---|---|
| *Taenia mustalae* | Alue | 1 | 746,755 | 1,783 | 0,186 |
| | Vuodenaika | 1 | 1617,079 | 3,861 | 0,054 |
| | Virhe | 68 | 418,857 | | |
| | Vuosi | 1 | 5277,619 | 14,235 | **<0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 283,115 | 0,764 | 0,385 |
| | Virhe | 68 | 370,746 | | |
| *Taenia polyacantha* | Alue | 1 | 62,551 | 0,058 | 0,810 |
| | Vuodenaika | 1 | 20202,393 | 18,866 | **<0,001** |
| | Virhe | 68 | 1070,849 | | |
| | Vuosi | 1 | 750,380 | 1,006 | 0,319 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 95,920 | 0,129 | 0,721 |
| | Virhe | 68 | 745,568 | | |
| *Heligmosomum mixtum* | Alue | 1 | 302,572 | 0,217 | 0,643 |
| | Vuodenaika | 1 | 2344,391 | 1,680 | 0,199 |
| | Virhe | 68 | 1395,311 | | |
| | Vuosi | 1 | 6922,129 | 13,292 | **0,001** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 83,213 | 0,160 | 0,691 |
| | Virhe | 68 | 520,763 | | |
| *Catenotaenia henttoneni* | Alue | 1 | 160,485 | 0,920 | 0,341 |
| | Vuodenaika | 1 | 69,163 | 0,397 | 0,531 |
| | Virhe | 68 | 174,408 | | |
| | Vuosi | 1 | 291,150 | 1,550 | 0,217 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 40,738 | 0,217 | 0,643 |
| | Virhe | 68 | 187,819 | | |

### 3.4.2. Erot loistiheyksissä

Loistiheyksissä (kpl loista / infektoitunut yksilö) ei havaittu eroja taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä minkään lajin osalta (Kuva 15, Taulukko 14). Ainoastaan *Taenia mustelae*n loistiheys erosi vuosien välillä (P = 0,002). Loistiheyksissä oli suurta hajontaa.




Kuva 15. Loistiheys taukopaikoilla ja kontollialueilla pyyntikausittain.
Keskiarvo + keskihajonta.

Taulukko 14. Loistiheyden erotus taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Lyhenteet: Alue (Taukopaikan vaikutus), Vuodenaika (Vuodenajan vaikutus), Vuosi (Vuosien välinen vaikutus), Alue x Vuosi (Taukopaikan ja vuosien välisen vaihtelun yhteisvaikutus) ja Virhe (Virhevaihtelu, ks. s.13). Toistettujen mittausten ANOVA. Merkitsevät erot tuloksissa (P < 0,05) on **lihavoitu**.

| | Vaihtelu | df | MS | F | P |
|---|---|---|---|---|---|
| *Taenia mustalae* | Alue | 1 | 0,137 | 0,127 | 0,723 |
| | Vuodenaika | 1 | 0,002 | 0,002 | 0,966 |
| | Virhe | 68 | 1,078 | | |
| | Vuosi | 1 | 5,502 | 10,340 | **0,002** |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,013 | 0,024 | 0,879 |
| | Virhe | 68 | 0,532 | | |
| *Taenia polyacantha* | Alue | 1 | 4,655 | 0,676 | 0,414 |
| | Vuodenaika | 1 | 1,239 | 0,180 | 0,673 |
| | Virhe | 68 | 6,887 | | |
| | Vuosi | 1 | 19,099 | 2,732 | 0,103 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,317 | 0,045 | 0,832 |
| | Virhe | 68 | 6,990 | | |
| *Heligmosomum mixtum* | Alue | 1 | 17,213 | 1,839 | 0,180 |
| | Vuodenaika | 1 | 27,493 | 2,937 | 0,091 |
| | Virhe | 68 | 9,362 | | |
| | Vuosi | 1 | 9,397 | 2,004 | 0,161 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,568 | 0,121 | 0,729 |
| | Virhe | 68 | 4,690 | | |
| *Catenotaenia henttoneni* | Alue | 1 | 1,427 | 2,934 | 0,091 |
| | Vuodenaika | 1 | 0,093 | 0,192 | 0,663 |
| | Virhe | 68 | 0,486 | | |
| | Vuosi | 1 | 0,482 | 2,502 | 0,118 |
| | Alue x Vuosi | 1 | 0,279 | 1,445 | 0,233 |
| | Virhe | 68 | 0,193 | | |

### 3.5. Roskaisuus ja heinien peittävyys taukopaikkojen nisäkästiheyksien selittäjänä

Taukopaikkojen korkeampia nisäkästiheyksiä (ks. 3.1) pyrittiin selittämään kahdella eri muuttujalla: taukopaikkojen roskaisuudella ja heinien peittävyydellä muuttuneen kasvillisuuden alueella. Roskaisuudella tarkoitetaan taukopaikoilta laskettua roskien kappalemäärää / pinta-alayksikkö. Heinien peittävyydellä tarkoitetaan heinien prosenttipeittävyyttä, joka on laskettu tallauksen vaikutuksesta heinittyneeltä alueelta (ns. muuttuneen kasvillisuuden alue, ks. 1.2 s.2 ja Koivuniemi 2006). Otoskoko lumijälkilaskentojen osalta on 18, piennisäkäspyyntien osalta 16 tutkimusaluetta.

Mikään malleista ei pystynyt selittämään taukopaikkojen korkeampia nisäkästiheyksiä lumijälkilaskentojen tai piennisäkäspyyntien kummankaan pyyntikauden osalta (Taulukko 15). Minkään mallin parametrit eivät saaneet merkitseviä arvoja.

Taulukko 15. Lumijälkilaskentojen ja piennisäkäspyyntien tulosten (Log-muunnetut) selittäminen roskaisuuden ja heinien peittävyyden avulla. Yhdistetty aineisto 2005 ja 2006. Regressioanalyysi.

Mallit

| | Lumijälki-indeksit | Piennisäkäsindeksit (kevät) | Piennisäkäsindeksit (syksy) |
|---|---|---|---|
| $R^2$ | 0,110 | 0,007 | 0,124 |
| F | 0,864 | 0,045 | 0,994 |
| P | 0,443 | 0,956 | 0,395 |

Parametrit

| | Lumijälki-indeksit | | | Piennisäkäsindeksit (Kevät) | | | Piennisäkäsindeksit (Syksy) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | df | t | P | df | t | P | df | t | P |
| Roskaisuus | 1 | -0,081 | 0,936 | 1 | 0,240 | 0,814 | 1 | -0,591 | 0,564 |
| Heinien peittävyys | 1 | -1,104 | 0,288 | 1 | -0,278 | 0,785 | 1 | 1,406 | 0,182 |
| Virhe | 14 | | | 12 | | | 12 | | |

# 4. TULOSTEN TARKASTELU

## 4.1. Matkailun vaikutus nisäkästiheyksiin

Tässä tutkimuksessa osoitettiin ilmeisesti ensimmäisen kerran, että luontomatkailulla voi olla huomattavan suurta vaikutusta kasvillisuuden muuttumisen lisäksi myös nisäkästiheyksiin, sillä taukopaikoilla nisäkästiheydet olivat lajikohtaisesti tai yhdessä tarkasteltuna kontrollialueita suuremmat. Aiemmin ihmistoiminnan on osoitettu vaikuttavan nisäkäspopulaatioihin vain kaupunkialueilla (esim. Baker ym. 2003).

Lumijälkilaskennoissa havaittiin, että taukopaikoilla oli runsaammin nisäkkäiden jättämiä jälkiä kuin kontrollialueilla. Yksittäisistä lajeista ainoastaan jäniksen ja ketun tiheydet erosivat taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä, mutta kaikkia nisäkkäitä yhdessä tarkasteltuna suurin osa vaihtelusta oli selitettävissä taukopaikan vaikutuksella. Tutkimuksessa mukana olleen kanalinnun, riekon, tiheydet eivät eronneet taukopaikoilla merkitsevästi kontrollialueiden tiheyksistä kumpanakaan vuonna.

Piennisäkäspyynneissä tulokset olivat samansuuntaiset lumijälkilaskennan kanssa. Pyyntiaineistosta laskettu tiheyttä kuvaava indeksi oli selvästi suurempi taukopaikoilla kuin kontrollialueilla. Vaihtelua selitti nimenomaan taukopaikan vaikutus. Tulokset olivat samansuuntaiset populaatiotiheydestä riippumatta sekä kesällä että syksyllä. Yksittäisistä lajeista ero tuli esiin lähes kaikilla lajeilla kumpanakin vuodenaikana, joskin lajikohtaista vaihtelua havaittiinkin. Kaupunkialueilla osoitettua lajiston vähenemisestä ei havaittu taukopaikoilla (Dickman 1987). Taukopaikoilla ei havaittu yleisiä ihmisseuralaislajeja, kuten rottia tai hiiriä.

Kansallispuistossa on suoritettu riistakolmiolaskentoja RKTL:n ohjeiden mukaisesti vuodesta 1990 lähtien (Kuva 1). Omassa tutkimuksessani nisäkästiheydet lumijälkilaskennoissa olivat paljon suuremmat kuin pitkäaikaisissa seurantalaskennoissa. Selityksenä ilmiölle on todennäköisesti se, että RKTL:n kolmioiden linjoista huomattava osa kulkee vähemmän tuottavilla alueilla, kuten soilla (Lindén ym. 1996). Toisaalta taukopaikkojen laskennoissa on erittäin todennäköistä, että sama yksilö tulee lasketuksi useampaan kertaan. Tämä ei vaikuta tutkimus-kontrollialueparien vertailuun, mutta vaikeuttaa selvästi vertailua RKTL:n laskentoihin. Toisaalta tarkoituksenakaan ei ollut populaatiotiheyksien monitorointi, vaan myös eläinten liikkuvuuden arviointi taukopaikkojen vetovoimaisuuden näkökulmasta. Lumikoiden ja kärppien tiheyksiin tulee suhtautua varauksella, sillä ne eivät välttämättä kerro todellisesta populaatiotiheydestä (Klemola ym. 1999). Riekko on tutkimusalueella yleinen laji, ja sen jäljet laskettiin tut-

kimuksessa siksi, että kontrollilajina sen ei otaksuttu hyötyvän matkailusta nisäkkäiden tapaan, koska sen talviravintona ovat urvut (Pulliainen & Tunkkari 1991). Lisäksi lentokykyisenä se pystyy vaihtamaan elinympäristöä nisäkkäitä helpommin.

Piennisäkästiheydet olivat pitkäaikaisseurannoissa kesällä 2005 alhaisimmat 20 vuoteen ja syksylläkin vasta hienoisessa nousussa (Henttonen 2006). Vuonna 2006 kannat olivat runsastuneet edellisestä vuodesta, mutta huipputiheyksiä ei saavutettu (Henttonen 2007). Pitkäaikaisseurantoihin verrattuna tiheydet sekä taukopaikoilla että kontrollialueilla olivat näitä alhaisemmat (Henttonen 2000). Tämä voi osaltaan johtua siitä, että pitkäaikaisseurantojen pyyntialueet sijaitsivat muuta ympäristöä tuottavimmilla alueilla. Kesän osalta tuloksia tulee tulkita varoen. Vaikka pyyntimäärä (loukkuvuorokausien määrä) olivat melko suuret, jäivät pyyntitulokset heikoiksi alhaisen populaatiotiheyden takia.

Myyräsyklit ovat merkittävä, etenkin pohjoisten myyräpopulaatioiden ominaisuus. Sykleillä ymmärretään säännöllisiä, vuosienvälisiä voimakkaita kannanvaihteluita (Hanski ym. 1993). Syklit toistuvat samanaikaisesti useilla lajeilla, joiden ravinnonkäyttö ja sosiaalinen järjestäytyminen voivat olla huomattavankin erilaisia (Viitala & Hoffmayer 1985, Henttonen 2000). Selitykseksi sykleille on esitetty muun muassa kasvien-herbivorien välistä yhteyttä, loisia, sosiaalisia tekijöitä ja petoja. Todennäköisimpänä selityksenä pidetään kuitenkin myyrien, etenkin peltomyyrän, ja spesialistipetojen kuten lumikon, välistä yhteyttä (Henttonen ym. 1987, Hanski ym. 1993, Norrdahl 1995, Hanski ym. 2001, Gilg ym. 2003, Korpimäki ym. 2005a, Korpimäki ym. 2005b).

Vaikka sykleissä on havaittu merkittävää epäsynkroniaa jo 1980-luvulta alkaen, tulee tämä ottaa taustatekijänä huomioon tulkitessa tutkimuksen tuloksia. Tämä tutkimus osui myyräpopulaatioiden osalta vuosiin, jolloin tiheydet olivat alhaiset ja lähtivät syksyllä nousuun (2005) ja olivat seuraavana vuonna (2006) tavallista korkeammat. Vuosina, jolloin tiheydet ovat suuremmat, saattavat esimerkiksi erot lajien tiheyksissä taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä tulla vielä paremmin esiin.

Tutkimusalojen koko näytti olevan tarpeeksi suuri erojen löytämiseksi sekä lumijälkilaskennoissa että piennisäkäspyynneissä. Toisaalta, piennisäkäspyyntien osalta tarkasteltu pienruutujen välinen tiheysvertailu ei antanut tukea väitteelle, että taukopaikan keskellä tiheydet olisivat suuremmat (ks. 4.3). Alueen koko näytti olevan kuitenkin merkittävämpi pienemmille eläimille, kuten myyrille ja päästäisille, joiden elinpiiri on yleensä suurempia nisäkkäistä suppeampi. Kenties tämän takia lajien tiheyserot tulivat paremmin esiin piennisäkäspyynnissä kuin lumijälkilaskennassa. Päästäisten osalta käytetty pyyntimenetelmä saattaa antaa harhaisen kuvan, sillä hetitappavat loukut

sopivat vain heikosti päästäisten pyyntiin (Hanski & Kaikusalo 1989, Kirkland & Sheppard 1994). Tämän takia metsäpäästäisen tiheydet saattavat olla aliarvioituja.

Toisaalta käytetyillä menetelmillä pystyttiin osoittamaan piennisäkkäiden ja riekon vuosittaiset tiheysvaihtelut. Tämän takia tuloksia voidaan pitää menetelmien osalta melko luotettavina, mutta lisätutkimuksia tarvitaan etenkin piennisäkkäiden osalta huipputiheysvuosina. Lisäksi lumijälkilaskentojen luotettavuutta voisi parantaa laskemalla jäljet kahdesti keväällä.

### 4.2. Onko matkailusta kärsiviä lajeja?

Tässä tutkimuksessa suuri osa lajeista hyötyi selvästi matkailun aiheuttamasta häiriöstä, koska populaation tiheyttä kuvaava indeksi oli suurempi taukopaikoilla useimmilla nisäkäslajeilla sekä silloin, kun kaikkia lajeja tarkasteltiin yhdessä. Minkään analysoidun lajin tiheys ei ollut pienempi taukopaikoilla, joten yhdenkään tutkitun lajin ei voi olettaa kärsineen matkailun vaikutuksesta.

Tutkitut lajit ovat kuitenkin niin kansallispuistossa kuin laajemmassakin mittakaavassa sekä runsaita että yleisiä. Monet lajit, kuten kettu ja metsämyyrä, ovat hyvin opportunistisia, useisiin eri habitaatteihin sopeutuvia lajeja. Monet pienemmistä nisäkäslajeista ovat oppineet hyödyntämään ihmistoiminnasta syntyviä ylimääräisiä resursseja, kuten ravintoa ja suojapaikkoja (Odell & Knight 2001, McKinney 2002). Sopeutuminen taukopaikoille näyttää olevankin ihmishäiriöön sopeutumisen toisesta ääripäästä kaupunkeihin sopeutumisen tapaan (esim. Niemelä 1999). Taukopaikkojen koko on kuitenkin vain muutamia kymmeniä tai satoja neliömetrejä, joten vaikutus ei välttämättä ole merkittävä esimerkiksi koko kansallispuiston kannalta.

Matkailulla voi olla kuitenkin myös negatiivisia vaikutuksia, sillä on selvästi ihmistoiminnasta kärsiviä lajeja (Bolger ym. 1997, Hadley & Wilson 2004). Häiriöstä on haittaa etenkin suurempikokoisille lajeille, erityisesti petoeläimille (Matthiae & Stearns 1981). Suurpedot ovat eräs tällainen riskiryhmä, tosin niistä ei saatu tässä tutkimuksessa ainuttakaan havaintoa. Toisaalta jotkin pedot, kuten kissat, ovat paikoittain erittäin runsaita juuri urbaaneilla alueilla (Baker ym. 2003). Lisäksi esimerkiksi hyvin dispersoivat lajit pärjäävät hitaasti dispersoivia lajeja paremmin (Dickman & Doncaster 1989). Yleensä nisäkäsdiversiteetti on pienempi, mutta tiheydet ovat suuremmat urbaaneilla alueilla (mm. Dickman 1987, Mahan & O'Connell 2005). Lajit näyttäisivät reagoivan paitsi ihmistoiminnasta aiheutuvaan häiriöön mutta myös epäsuorasti peittävän kasvillisuuden määrään (Dickman & Doncaster 1987).

Toisin kuin tutkitut lajit monet harvalukuiset tai harvinaiset nisäkäslajit ovat sopeutuneet vain johonkin tiettyyn biotooppiin ja lisäksi näiden lajien levinneisyys on hyvin usein sirpaleinen (Rassi ym. 2001). Monet taantuneet nisäkäslajit elävät elinympäristöjen saaristossa, joissa elinvoimaisten populaatioiden häviäminen matkailun vaikutuksesta olisi kohtalokasta lajin tai populaatioiden säilymiselle. Esimerkiksi tutkimusalueella tavattava tunturisopuli vaihtaa vuodenajasta riippuen elinympäristöä. Se elää talvisin ylätunturissa ja siirtyy lumensulamisen aikoihin kosteille soille ja niityille (Kalela ym. 1961). Tunturisopulin kesäravintokasvit vaihtelevat laajasti, mutta sen talviravinto koostuu lähes pelkästään kynsisammalista (Kalela ym. 1971). Kynsisammalet ja tunturikankaat ovat erittäin herkkiä kulutukselle (esim. Koivuniemi 2006). Suuret matkailijamäärät voivat siis mahdollisesti hävittää rauhoitetun tunturisopulin talvihabitaatteja ja pienentää näin tunturisopulipopulaation kokoa. Kuriositeettina voidaan mainita, että elintavoiltaan hieman samanlaisen metsäsopulin ainut havainto tuli ei-häirityltä kontrollialueelta (ks. Taulukko 5 s. 17).

### 4.3. Matkailun vaikutus nisäkästiheyksien alueelliseen jakaumaan

Matkailuvaikutuksen alueellisuutta tarkasteltiin vain piennisäkäspyyntien osalta. Tutkimusruuduille sijoitettiin piennisäkäspyyntejä varten viisi pienruutua, joiden tarkoitus ei ollut pelkästään pyytää tarpeeksi aineistoa tutkimusta varten, mutta myös selittää kulutuksen aiheuttamia muutoksia tutkimusalueen osien kesken (ks. Liite 4). Eri pienruutujen välillä ei havaittu tiheyseroja taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Kesäisin runsaudet olivat molempina vuosina alhaiset, joten niiden perusteella ei voida juuri tehdä johtopäätöksiä. Taukopaikan keskelläkin tiheydet erosivat vain vuodenajoittain siten, että syksyllä tiheydet olivat kesää suuremmat.

Pyyntimäärät etenkin syksyn osalta olivat melko suuret, joten tuloksia voidaan pitää ainakin suuntaa-antavina. Mahdollisesti pienruudut sijaitsivat kuitenkin liian lähellä toisiaan, jolloin taukopaikan mahdollinen vaikutus ei tullut esiin. Toisaalta piennisäkkäät saattavat hyödyntää taukopaikan keskustaa ajallisesti varsin suppeana aikana esimerkiksi vain ruokaillessaan, jolloin todellinen taukopaikan vaikutus ei välttämättä tule esiin. On kuitenkin hyvin todennäköistä, että taukopaikka ja nimenomaan taukopaikan keskusta on houkutustekijä eläimille. Elävänäpyynti tai radioseuranta olisi mahdollisesti voinut antaa luotettavamman kuvan taukopaikan alueellisesta hyödyntämisestä.

### 4.4. Nisäkästiheyksien muutokset pääbiotoopeittain

Nisäkkäiden runsaudet olivat lumijälkilaskennassa taukopaikoilla merkitsevästi kontrollialueita suuremmat karuimmilla alueilla, kuten tunturikankailla ja -koivikoissa. Piennisäkäspyyntien osalta tulos oli samansuuntainen. Taukopaikka vaikutti tunturikankailla ja kuivilla kankailla sijainneiden tutkimusalueiden nisäkästiheyksiin.

Aikaisempien samalla tai vastaavanlaisilla alueella tehtyjen kasvillisuustutkimusten mukaan (Koukkari 2005, Koivuniemi 2006) tunturikankaat ja -koivikot ovat matkailun aiheuttamille muutoksille herkimpiä, ja kulutusmuutokset näkyvät selvimmin näillä biotoopeilla. Nisäkästiheyksien muutokset ovatkin osittain yhteneväisiä kasvillisuusmuutoksien kanssa. Kenties kulutusmuutosten mukanaan tuoma ravinnonlisä on suhteessa suurinta vähemmän tuottavilla biotoopeilla. Tuottavammat biotoopit, kuten tuoreet kankaat, saattavat tarjota paremmat ravintoresurssit (siemeniä ym.) ilman kulutusmuutoksiakin. Lisäksi tuottavimmilla biotoopeilla kulutusmuutokst olivat vähäisempiä (Koivuniemi 2006).

### 4.5. Matkailun vaikutus piennisäkäspopulaatioiden muissa ominaisuuksissa

#### 4.5.1. Matkailun vaikutus sukupuolisuhteeseen

Kesällä taukopaikkojen sukupuolisuhteen havaittiin olevan koirasvoittoinen ja syksyllä päinvastaisesti naarasvoittoinen. Lajeittain ilmiö tuli huonommin esiin, osittain alhaisen lajikohtaisen havaintomäärän takia. Koirasyksilöiden runsaampi osuus keväällä voi johtua esimerkiksi niiden reviirikäyttäytymisestä johtuvasta suuremmasta liikkuvuudesta (Viitala & Hoffmayer 1985, Ostfeld 1990). Koirasmyyrät liikkuvat yleensä suuremmalla alueella kuin naaraat, vaikka lajikohtaisia eroja esimerkiksi metsä- ja peltomyyrä-sukujen välillä on olemassa. Lisäksi pitkäaikaisseurannoissa koiraat ovat olleet lievästi yleisempiä kuin naaraat (Norrdahl & Korpimäki 2002), mutta ruokintakokeissa naaraat asettuvat helpommin paikoilleen, ja tulevat loukkuihin useammin kuin koiraat (Ims 1987). Tämän lisäksi populaation sisäiset sosiaaliset suhteet voivat vaikuttaa havaittuun sukupuolisuhteeseen, koska naarasmyyrien reviirit saattavat vakiintua lisääntymiskauden alussa (Prévot-Julliard ym. 1999) eli vasta kesäpyyntien jälkeen. Ennen tätä hetkeä koiraat liikkuvat suurella alueella jääden helpommin pyydyksiin.

Toisaalta naaraiden energiantarpeen huippu ajoittuu lisääntymiskauteen, joka saavutetaan kesällä tai alkusyksystä. Imettävät myyränaaraat tarvitsevat keskimäärin

24 % enemmän energiaa kuin ei-lisääntymistilassa olevat naaraat tai koiraat (Kaczmarski 1966). Naaraiden syksyinen rekrytoituminen taukopaikoille voisi siis johtua niiden suuremmasta energiantarpeesta jälkeläisten synnyttämisen takia (Gittleman & Thompson 1988). Siksi kenties taukopaikka ei ole yhtä suuri houkutustekijä naaraille alkukesällä kuin syksyllä.

Lisäravinnon avulla on kokeellisissa tutkimuksissa saatu naarasmyyrät dispersoimaan voimakkaasti koealueille (Löfgren ym. 1996, Lin & Batzli 2004). Sukupuolisuhteen muutokset saattavat johtua myös territoriaalisuudesta. Naarasmetsä- ja punamyyrät ovat territoriaalisia eli osoittavat reviirikäyttäytymistä lajikumppaneita kohtaan (Kalela 1957, Viitala 1977, Viitala & Hoffmayer 1985, Ostfeld 1990). Lisäravinnolla naaraiden reviirikokoa on onnistuttu pienentämään, jolloin territoriaalisuus on osittain tai kokonaan lauennut (Ims 1987). Tällöin taukopaikalle mahtuu enemmän naaraiden reviirejä.

Liian suppean aineiston takia lajeja ei voitu ryhmitellä niiden funktionaalisten ryhmien vuoksi. Tämä lisää paljon virhevaihtelua aineistoon, koska eri funktionaalisilla ryhmillä sukupuolisuhde voi erota toisistaan (Norrdahl & Korpimäki 2002).

### 4.5.2. Matkailun vaikutus lisääntymistilaan

Taukopaikoilla havaittiin olevan runsaammin lisääntymistilaisia yksilöitä kesäisin, mutta vähemmän syksyisin. Lajikohtaisissa vertailuissa ero ei tullut yhtä selkeästi esille. Tämä saattaa johtua melko suppeasta lajikohtaisesta aineistosta. Kesällä ravinnonlisä voi edesauttaa talvehtineiden yksilöiden maturoitumista, kuten kokeellisissa tutkimuksissa on havaittu (Eccard & Ylönen 2001, Yoccoz ym. 2001). Toisaalta talvehtineesta myyräkohortista valtaosa on lisääntymistilassa vallitsevasta ravintotilanteesta huolimatta (Norrdahl & Korpimäki 2002), eikä hyötyä ravinnonlisästä tai muusta resurssista välttämättä ole.

Myyräpopulaatioissa nuoret, kesällä syntyneet yksilöt eivät saavuta lisääntymistilaa, mikäli populaation tiheys on riittävän korkea (Prévot-Julliard ym. 1999). Esimerkiksi metsämyyränaaraan on vallattava oma reviiri ennen kuin se pystyy saavuttamaan sukukypsyyden (Viitala & Hoffmayer 1985). Syksyllä havaittu taukopaikkojen alhaisempi lisääntymistilaisten yksilöiden osuus johtunee pitkälti suuremmasta lisääntymispanostuksesta taukopaikoilla ja täten suuremmasta kesällä syntyneiden yksilöiden kohortista, johon kuuluvat yksilöt eivät olleet saavuttaneet lisääntymistilaa (Kohta 3.3.3, Ylönen & Eccard 2004). Tällöin taukopaikoilla kaikille naaraille ei riitä lisääntymiseen

vaadittavaa reviiriä ja nämä yksilöt eivät saavuta lisääntymistilaa. Toisaalta käytetystä aineistosta ei pystytä erottamaan sukupuolen välistä vaikutusta, koska koiraat ja naaraat oli analyysia varten ryhmitelty yhteen. Eläimet olisi ollut lisäksi hyvä luokitella niiden funktionaalisten ryhmien mukaan, koska maturoitumisessa on eroja eri ryhmien välillä (esim. Prévot-Julliard ym. 1999). Tätä ei kuitenkaan voitu tehdä liian pienen aineiston takia. Toisaalta kesäpyynnin aineisto koostuu lähes pelkästään talvehtineista yksilöistä, mutta syyspyyntien aineistossa on juveniileja, sub-adultteja ja adultteja yksilöitä sekaisin. Tämän takia kevätpyyntien aineisto on tulkintojen kannalta luotettavampaa, vaikka havaintomäärä onkin pienempi.

### 4.5.3. Matkailun vaikutus lisääntymismenestykseen

Taukopaikkojen myyränaarailla oli kohduissa kontrollialueiden naaraita enemmän sikiöitä syksyisin. Kesällä eroa ei ollut. Syksyisin taukopaikoilla oli myös enemmän naarasyksilöitä (kohta 4.1). Ero voi olla selitettävissä esimerkiksi taukopaikkojen paremmilla resursseilla. Parempi lisääntymismenestys voi heijastua tätä kautta paitsi suurempina populaatiotiheyksinä (kohta 4.5.2) myös suurempana ei-matuurien yksilöiden kohorttina (kohta 4.3.2). Otoskoko oli kuitenkin hyvin pieni ja analysointia varten kaikki lajit jouduttiin ryhmittämään yhteen molempien pyyntikausien osalta. Tämä lisää paljon virhevaihtelua aineistossa. Esimerkiksi lajikohtaiset erot eivät näy tuloksissa: peltomyyrän poikuekoko on metsämyyrää suurempi (Siivonen & Sulkava 1999). Lisäksi pariteetti, poikueen lukujärjestys, vaikuttaa lisääntymismenestykseen (esim. Innes & Millar 1993).

Parempi lisääntymismenestys saattaa johtua kuitenkin taukopaikkojen paremmasta ravintotilanteesta, sillä ravinnonlisäämiskokeissa myyrien lisääntymistä on onnistuttu lisäämään (esim. Ylönen & Eccard 2004). Lisäksi populaation tiheys saattaa vaikuttaa lisääntymismenestykseen: sopuleilla on havaittu lisääntymismenestys olevan parempi silloin, kun populaation tiheys oli vasta kasvussa (Erlinge ym. 2000).

### 4.5.4. Matkailun vaikutus ruumiinpituuteen ja -painoon

Ruumiinpainoja ja -pituuksia vertailemalla pyrittiin pääsemään kiinni kysymykseen, voisiko ravinnonlisän seurauksena taukopaikkojen piennisäkkäät erota ruumiinpainoltaan tai -pituudeltaan kontrollialueiden yksilöistä. Painonnousu voisi olla selvimmin

havaittava seuraus runsaammasta ravinnosta: kokeellisessa tutkimuksessa lisäravinto lisäsi naarasmyyrien painoa (Ylönen & Eccard 2004).

Tulokset olivat sekä pituuden että painon osalta ristiriitaisia, eikä selvää näyttöä kumpaankaan suuntaan saatu. Havaitut erot kohdistuivat pääasiassa vanhempiin funktionaalisiin luokkiin eli adultteihin ja sub-adultteihin. Esimerkiksi sub-adultit punamyyrät olivat taukopaikoilla pidempiä, mutta adultit lyhyempiä kuin kontrollialueilla. Harmaakuvemyyrällä tilanne oli täysin päin vastainen. Ruumiinpainon osalta eroja oli vähemmän, mutta niistäkään ei saatu yhdensuuntaista tulosta.

Tulokset saattavat osoittaa hajontaa melko pienessä aineistossa tai todellisia eroja taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Tässä tutkimuksessa mitään yhdensuuntaista vaikutusta ei kuitenkaan pystytty osoittamaan. Merkittävää kuitenkin on, että erot eivät kohdistuneet nuorimpaan ikäkohorttiin. Toisaalta nuorimmissa ikäluokissa mahdollinen muutos näkyisi kaikista ikäluokista heikoimmin, koska taukopaikan mahdollinen vaikutus tulisi esiin vasta ajan myötä. Ravinnonlisällä on kuitenkin pystytty kokeellisissa tutkimuksissa vaikuttamaan jälkeläisten ruumiinpainoihin – lisäravintoa saaneet naaraat synnyttivät painavampia jälkeläisiä (Kasparian & Millar 2004).

### 4.6. Matkailun vaikutus myyrien yleisempien sisäloisten prevalensseihin ja tiheyksiin

Kasvaneilla nisäkästiheyksillä voi olla seurauksia nisäkkäissä loisivien loisten leviämiselle, jos niiden leviäminen on riippuvainen isännän populaatiotiheydestä. Prevalenssilla mitattiin loisten yleisyyttä populaatiotasolla, ja loistiheydellä loisimisen voimakkuutta isännässä. Tässä tutkimuksessa myyrien yleisimpien sisäloisten prevalenssit eivät eronneet taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä. Myyrät ovat loisten *Taenia mustelae* ja *T. polyacantha* väli-isäntiä. Näiden loisten prevalenssin olisi voinut olettaa korreloivan pää-isäntien, lumikon ja ketun, runsauksien kanssa (esim. Haukisalmi & Henttonen 1993b). Kahden muun tutkitun loisen, *Catenotenia henttonenin* ja *Heligmosomum mixtum*in, pääisäntinä ovat metsä- ja punamyyrät. Näiden elinkierto on mutkikkaampi ja hitaampi, eikä niiden leviämisen ole havaittu olevan kytköksissä pääisäntien runsauteen (Haukisalmi 1986, Haukisalmi ym. 1988). Tämä johtuu pitkästä elinkierrosta ja hitaasta kehityksestä.

Tutkittujen loisten prevalenssit ja tiheydet olivat pienemmät kuin aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu (Haukisalmi 1986, Haukisalmi & Henttonen 1990, Haukisalmi & Henttonen 1993a, Haukisalmi, Henttonen & Tenora 1988). Esimerkiksi

*Catenotenia henttonenin* prevalenssi vaihtelee isännän funktionaalisesta ryhmästä (ks. 2.4.3 s. 11) riippuen 5 - 40 % välillä, kun tässä tutkimuksessa prevalenssi oli vain < 5 %. *Heligmosomum mixtum*in prevalenssin on raportoitu vaihtelevan isännän funktionaalisesta ryhmästä riippuen 40 - 90 % välillä, kun tässä tutkimuksessa se vaihteli vain 10 - 25 % välillä. *Taenia mustelae*n prevalenssi oli syklin laskuvaiheessa 9 - 27 % (Soveri ym. 2000), kun tässä tutkimuksessa se oli korkeimmillaankin vain < 15 %.

Poikkeuksena oli *Taenia polyacantha*, jonka prevalenssi oli etenkin syksyllä noin 10 % -yksikköä suurempi kuin aikaisemmin on havaittu (Haukisalmi & Henttonen 1993b). Syynä voi olla taukopaikkojen korkeiden kettutiheyksien aiheuttama ilmiö. Lisäksi retkeilijöiden mukana liikkuvat koirat voivat edesauttaa loisen leviämistä. Taukopaikoilla kettutiheydet olivat noin kaksinkertaiset pitkäaikaisseurantoihin verrattuna (Helle & Wikman 2005, 2006). *T. polyacantha*a ei oltu tavattu Pallasjärven alueella ennen vuotta 1987, ja sen ilmaantumisen otaksutaan liittyvän kettujen runsastumiseen alueella, koska ketut (ja muut koiraeläimet) ovat *T. polyacantha*n pääisäntiä (Haukisalmi & Henttonen 1993b).

Taenioiden prevalenssi on suurin yleensä ikäluokiltaan vanhimmissa myyrissä (Haukisalmi ym. 1988). *Heligmosomum mixtum*in ja *Catenotaenia henttonenin* osalta samanlaista syy-yhteyttä ei ole havaittu, vaan prevalenssi määräytyy monimutkaisempien ominaisuuksien, kuten immunopuolustuksen, kautta (Haukisalmi ym. 1988). Tämän takia kesäpyyntien aineistossa, joka koostuu pääasiassa talvehtineista yksilöistä, taenioiden prevalenssi oli korkeampi.

### 4.6.1. Matkailun aiheuttamat mahdolliset epidemiologiset seuraukset

Tulevaisuudessa myös loiset voidaan joutua ottamaan huomioon matkailun vaikutusten osana (Escutenaire & Pastoret 2000). Esimerkiksi myyräkuume on Suomessa yleinen munuaissairaus (Syrjänen 2005). Myyräkuumetta aiheuttava Puumala-virus leviää pääasiallisesti sen pääisännän, metsämyyrän, ulosteista ja virtsasta aerosolitartuntana ihmiseen. Suomalaiset saavat myyräkuumeensa yleisesti liitereistä ja kesämökeiltä (Syrjänen ym. 2005). Myyräkuumetapausten määrä on suoraan kytköksissä metsämyyrien tiheyksiin siten, että tautitapauksia havaitaan eniten juuri syksyllä myyrätiheyksien ollessa suurimmillaan (Brummer-Korvenkontio ym. 1999, Vapalahti ym. 1999, Syrjänen ym. 2005). Retkeilijöillä onkin kenties kohonnut riski saada Puumala-virus -infektio samaan tapaan kuten maanviljelijöillä tai maastobiologeilla (esim. Vapalahti ym. 1995, Vapalahti ym. 1999, Lundkvist ym. 2000), mikä on seurausta taukopaikkojen korkeam-

mista metsämyyrätiheyksistä. Julkaisemattomissa tutkimuksissa Pallaksen alueella pitkäaikaisseurannoissa puumalaviruksen prevalenssi metsämyyrissä on ollut jopa 30 % (Henttonen 2007), ja on oletettavaa, että se voi olla tätäkin suurempi taukopaikoilla.

### 4.7. Taukopaikkojen roskaisuus sekä heinien peittävyydet nisäkästiheyksien selittäjänä

Taukopaikkojen roskaisuudella tai heinien peittävyyksillä ei pystytty selittämään nisäkästiheyksien eroja. Etenkään kesällä nisäkkäät eivät välttämättä reagoi kulutusvaikutukseen samalla tavalla kuin talvella, koska ravintoa on saatavilla muuallakin.

Huonosta selittävyysasteesta huolimatta erilaiset kulutusvaikutukset ovat huomattavin ja näkyvin ero taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä (esim. Koivuniemi 2006). On melko selvää, että heinittymisen takia taukopaikoilla on enemmän ravintoa tai muita resursseja nisäkkäiden hyödynnettävissä. Lisäksi on huomioitava roskaisuus, sillä roskia on nimenomaan taukopaikoilla eikä retkeilyreittien varsilla (Ahti 1990). Ilmeisestikin syyt taukopaikkojen suuremmille nisäkästiheyksille olivat monimutkaisemmat kuin kyseessä olevalla aineistolla pystyttiin selittämään. Havaitut muutokset taukopaikkojen nisäkästiheyksissä sekä piennisäkkäiden sukupuolisuhteessa ja lisääntymistilan saavuttamisessa ovat kuitenkin populaatiotasolla merkittäviä. Niinpä niiden selittäminen ravinnon ja muiden resurssimuutosten avulla on melkeinpä ainoa lähestymistapa, varsinkin kun kokeellisissa tutkimuksissa on saatu samansuuntaisia tuloksia.

Heinittyneet taukopaikat tarjoavat esimerkiksi parempaa tai enemmän ravintoa, koska heinäkasvien siemenissä on kasvinsyöjille enemmän metaboloitavaa energiaa kuin muissa vihreissä kasvinosissa, kuten varsissa tai lehdissä (Golley 1961, Kam ym. 1997, Ernest 2005). Lisäksi energialla on havaittu olevan suurempi merkitys jyrsijöille kuin esimerkiksi ravinnon proteiinipitoisuudella (Lewis ym. 2001). Kyseistä ravinnonlähdettä pystyvät hyödyntämään sekä piennisäkkäät (Hansson 1983, Henttonen & Hansson 1984) että suuremmat nisäkkäät kuten jänikset ja oravat (Siivonen & Sulkava 1999, Larter 2001). Korkeammat herbivoritiheydet houkuttelevat petoeläimiä, kuten kärppiä ja lumikoita (esim. Hellstedt ym. 2006). Päästäiset eivät hyönteissyöjinä pysty hyödyntämään siemenravintoa, mutta taukopaikkojen erilaiset käymälät ja kompostorit keräävät huomattavia määriä selkärangattomia, joita päästäiset voivat käyttää ravintonaan (omat havainnot). Tästä ei ole kuitenkaan julkaistuja tuloksia.

Lisääntyneestä energiantarjonnasta huolimatta huomattavia lajikohtaisia eroja ravinnonkäytössä on olemassa (Henttonen & Hansson 1984). Hieman yllättävästi piennisäkkäistä eniten matkailusta hyötyivät metsämyyrän sukuiset (*Clethrionomys*) lajit, eivätkä peltomyyrän sukuiset (*Microtus*) lajit, vaikka peltomyyrän sukuiset lajit käyttävät heiniä enemmän ravintonaan (Henttonen & Hansson 1984). Esimerkiksi syksyllä metsämyyrän sukuiset lajit kasvattivat tiheyksiään 61 – 98 % kontrollialueisiin verrattuna, kun peltomyyrän sukuiset lajit vain 14 %. Lisäksi niiden kokonaistiheydet olivat alhaisemmat.

Mahdolliset nisäkkäiden tiheysmuutokset voivat vaikuttaa myös epäsuorasti taukopaikkojen kasvillisuuteen kiihdyttämällä herbivoriaa, ja vaikuttaen näin heinittymiseen ja eläinten ravinnonsaantiin (Olofsson ym. 2005). Esimerkiksi herbivorit vaikuttavat kasviyhteisöjen rakenteeseen tehostamalla kasvien kasvua rajoittavien ravinteiden kiertoa (Stark 2002, Olofsson ym. 2005). Lisäksi kooltaan pienten, mutta määrältään suurten herbivorien, kuten myyrien, on todettu vaikuttavan merkitsevästi enemmän kasviyhteisöjen rakenteeseen kuin suurten herbivorien kuten porojen (Semenov ym. 2001, Olofsson ym. 2004b). Esimerkiksi tunturisopulin talvilaidunnus lumenviipymäalueilla muutti selvästi kasvilajistoa, jolloin esimerkiksi heinäkasvilajit runsastuivat merkittävästi (Virtanen ym. 1997, 2000). Samanlainen vaikutus on myös porolaidunnuksella (Brathen & Oksanen 2001): voimakkaasti laidunnetuilla alueilla heinäkasvit ovat merkittävästi runsastuneet. Toisaalta, petojen lisääntyminen hillitsee herbivorien tiheyksiä ja suojaa näin kasveja, ja estää heinittymistä (Hambäck ym. 2004). Lisäksi poroilla voi olla merkittävä rooli kasvillisuuden monimuotoisuuden edistäjänä (Olofsson ym. 2004a, Jokinen ym. 2005).

Heinittymisen lisäksi ravintoa taukopaikoille tuovat kävijät. Roskaisuuden onkin havaittu olevan riippuvaista kävijämääristä (Koivuniemi 2006). Roskia on nimenomaan taukopaikoilla, ei esimerkiksi retkeilyreittien läheisyydessä (Ahti 1990). Koukkarin (2005) mukaan biojätettä oli jopa 10 % kaikista havaituista roskista.

Lisäksi nisäkäslajit voivat löytää taukopaikoilta erilaisia suoja- ja pesäpaikkoja kuten on tapahtunut kaupungeissakin (Matthiae & Stearns 1981, Baker ym. 2003). Lisätekijänä saattaa olla tutkittujen eläinten sopeutuminen häirittyyn biotooppiin. McKinney (2002) jakoikin lajit kolmeen ryhmään niiden ihmistoiminnasta johtuvan häiriöherkkyyden mukaan: karttajiin, sopeutujiin ja hyötyjiin. Tässä tutkimuksessa mukana olevat lajit kuuluvatkin kahteen viimeiseen kategoriaan. Ne ovat erilaisiin sukkessiovaiheisiin tai erilaisten biotooppien rajoille sopeutuneita lajeja, jotka pystyvät hyödyntämään ihmistoiminnan aiheuttamia muutoksia.

### 4.8. Tulosten yleistettävyys

Tulosten yleistystä haittaa erityisesti se, että tutkimus on toistettu vasta yhdellä, tosin laajalla alueella. Toisaalta tämä pro gradu -tutkielma oli vasta päänavaus tämäntyyppisessä tutkimuksessa. Matkailun seuraukset voivat olla aivan toiset eri kasvillisuusvyöhykkeillä tai biotoopeilla. Lisäksi matkailijapaineen erot voivat tuoda eroja tuloksiin.

Tutkitulla alueella matkailijoita on noin 250 kävijää / $km^2$ / v, joskin kävijäpaine kanavoituu varsin suppealle alueelle. Esimerkiksi pelkästään Nammalakurun taukopaikalla arvioidaan käyvän vuosittain ainakin 28 000 ihmistä, mutta Koivuniemi (2006) piti määrää pidetään aliarviona. Pallas-Yllästunturin kansallispuiston kävijämäärä pinta-alayksikköä kohden on myös Suomen kaikkien kansallispuistojen keskiarvo (noin 2 000 000 kävijää / 8300 $km^2$). Korkeampia kävijämääriä mitataan Suomessa kenties vain Vihdin-Nuuksion järviylängöllä, jossa arvioidaan vierailevan vuosittain noin 500 000 kävijää, josta yksistään Nuuksion kansallispuiston alueella noin 100 000 kävijää (Kopu & Ylitalo 2005, Metsähallitus 2006). Määrä on melko korkea, vaikka esimerkiksi Yhdysvalloissa kävijöitä on noin 320 / $km^2$ / v (USCB 2006). Keski-Euroopassa suojelualueet ovat huomattavasti pienempiä, mutta matkailijoita on enemmän, esimerkiksi Sveitsissä 870 kävijää / $km^2$ / v (Anonyymi 2007). Siellä matkailun aiheuttamat muutokset voivat olla vielä voimakkaampia. Toisaalta tämän tutkimuksen tulokset ovat yleistettävissä koskemaan nimenomaan Pohjois-Lappia.

### 4.9. Lopuksi

Jatkuvasti kasvava matkailijamäärä kanavoituu jatkossakin tärkeille suojelualueille, kuten kansallispuistoihin. Kansallispuistoilla on kaksoisrooli suojelun ja retkeilyn tukikohtana, minkä johdosta näiden tavoitteiden välille saattaa syntyä ristiriita. Tuloksista huolimatta lajit saattavat myös kärsiä matkailusta, mikäli kävijäpaine nousee tarpeeksi korkeaksi. Tämän johdosta matkailun aiheuttamat muutokset on tiedostettava ja tutkittava ajoissa kasvillisuuden ohella eläimistössäkin. Matkailun ja lajiensuojelun tavoitteet voidaan sovittaa yhteen esimerkiksi huomioimalla nisäkäslajien erityisvaatimukset suojelun kannalta ja kanavoimalla matkailijoita pois nisäkäslajeille tärkeiltä alueilta.

## 5. JOHTOPÄÄTÖKSET

**(i)** Matkailu aiheutti korkeampia nisäkästiheyksiä taukopaikoilla tutkimusmenetelmästä riippumatta. Talvella lumijälkilaskennoissa lajeista ainoastaan jäniksen ja ketun runsaudet olivat suuremmat taukopaikoilla. Taukopaikka ei vaikuttanut riekon tiheyksiin. Matkailulla oli selvempi merkitys piennisäkkäille. Kahta poikkeusta lukuun ottamatta matkailulla oli vaikutusta piennisäkkäiden runsauksiin molempina vuodenaikoina, joskin lajikohtaisia eroja havaittiin. Kaikkia lajeja yhdessä tarkasteltuna matkailu aiheutti merkitsevästi suurempia lajitiheyksiä taukopaikoilla sekä talvella lumijälkilaskennoissa että kesällä piennisäkäspyynneissä. Nisäkästiheydet eivät eronneet piennisäkäspyynnissä tutkimusalueen osien kesken.

**(ii)** Tiheyseroja eri biotoopeilla tarkasteltaessa havaittiin, että talvisin tunturikankailla ja -koivikoissa sijainneilla taukopaikoilla matkailu aiheutti korkeampia nisäkästiheyksiä. Kesällä eroa oli tunturikankailla ja kuivilla kankailla sijainneilla taukopaikoilla.

**(iii)** Matkailu vaikutti piennisäkkäiden sukupuolijakaumaan siten, että keväällä sukupuolijakauma oli taukopaikoilla koirasvoittoinen, mutta syksyllä naarasvoittoinen. Kevään ero voi johtua koiraiden reviirikäyttäytymisestä johtuvasta suuremmasta liikkuvuudesta. Syksyn ero selittynee naaraiden suuremmalla energiantarpeella, jonka takia taukopaikka houkutteli enemmän lajien naarasyksilöitä. Erot eri funktionaalisissa ryhmissä lisäävät virhevaihtelua. Matkailu vaikutti lisäksi piennisäkkäiden lisääntymistilaan siten, että keväällä taukopaikoilla oli enemmän ja syksyllä vähemmän lisääntymistilaisia yksilöitä. Lisäksi taukopaikkojen piennisäkkäiden lisääntymismenestys oli syksyllä parempi kuin kontrollialueiden yksilöiden. Taukopaikan paremmat resurssit voivat edistää piennisäkkäiden lisääntymistilan saavuttamista (maturoitumista) keväällä. Syksyllä suuremmat nisäkästiheydet estivät kesällä syntyneiden yksilöiden maturoitumista. Matkailulla oli ristiriitaisia vaikutuksia piennisäkkäiden ruumiinpainoihin ja -pituuksiin. Osa tutkituista lajeista oli kookkaampia ja osa pienempiä taukopaikoilla.

**(iv)** Myyrien sisäloisten prevalensseissa ja tiheyksissä ei havaittu eroa taukopaikkojen ja kontrollialueiden välillä, joskin *Taenia polyachanta*n syysprevalenssi oli korkea. Tämä on epäsuora osoitus taukopaikkojen korkeista kettujen ja koirien tiheyksistä.

**(v)** Taukopaikkojen korkeampia nisäkästiheyksiä ei pystytty selittämään esim. heinittymisen avulla. Kuitenkin biotoopeittain lajirunsauksien muutokset olivat suurimpia siellä, missä selvimmät kasvillisuusmuutoksetkin on havaittu. Todennäköisesti muutokset nisäkäspopulaatioissa selittyvät taukopaikkojen paremmilla resursseilla, kuten ravinnolla tai suojapaikoilla, mutta tätä ei pystytty osoittamaan.

**KIITOKSET**

Haluan kiittää ohjaajiani Pekka Sulkavaa ja Antero Järvistä laadukkaasta opastuksesta ja ohjauksesta koko projektin aikana. Erityiskiitokset Pekalle mahdollisuudesta päästä mukaan mielenkiintoiseen gradu -projektiin, sekä lumijälkilaskentojen koordinoinnista ja piennisäkäspyynneistä Rautuojalla. Antero Järvisen apu oli suurta tilastollisen analysoinnin aikana.

Lumijälkilaskijat Pirkka Aalto, Olli Autto, Mirka Hatanpää, Seppo Keskitalo, Risto Korkalo, Pertti Kurkkio, Raimo Kurkkio, edesmennyt Arvo Niemelä, Tuire Nikunen, Juha Paloranta ja Pekka Sulkava tekivät pitkän päivätyön kahtena vuonna tämän gradun eteen, josta heille lämpimimmät kiitokset. Mirka Hatanpäälle kiitokset avusta kenttätyön aikana lukemattomien avunpyyntöjen täyttämisestä sekä tutkimusalueiden biotooppitietojen ja tutkimusaluekartan toimittamisesta. Yrjö Norokorpi esitti useita hyviä korjausehdotuksia, josta kiitokset. Kiitokset myös Pallastunturin ja Hetan luontokeskusten väelle kaikesta saamastani avusta.

Erityiskiitokset Heikki Henttoselle avusta artikkeleiden etsimisestä, loisten lajimäärityksessä auttamisesta sekä monista tärkeistä neuvoista ja kommenteista gradun aikana. Heikille ja Metsäntutkimuslaitoksen Vantaa toimipisteelle lisäksi kiitokset mahdollisuudesta käyttää myyrälaboratoriota kesän 2006 aikana.

Lisäkiitos Jouni Vainiolle mainioista kotisivuista, jotka ovat olleet ahkerassa käytössä aineiston analysoinnin aikana. Hannu Pietiäiseltä olen saanut useita hyviä neuvoja tulosten esittämisestä. Marcus Wikman luovutti ystävällisesti käyttööni riistakolmiolaskentojen tuloksia kansallispuiston alueelta. Aarnelle kiitos englanninkielisen lyhennelmän kieliasun tarkistamisesta ja Susannalle tekstin oikolukemisesta.

Lopuksi haluan kiittää Metsähallitusta gradu -projektini rahoittamisesta kesien 2005 ja 2006 aikana. Noiden kahden kesän aikana maastossa kävellyt noin 1200 kilometriä eivät unohdu koskaan!

Tämä pro gradu -työ on osa EU:n Life "Landscape Lab" -hanketta.

http://www.arcticcentre.org/landscapelab

## KIRJALLISUUS


Ahti, J. 1990: Lapin retkeilyalueiden roskaantuminen ja sen muutokset 1983 - 1989. – Raportti. Pidä Lappi siistinä ry. 84 s.

Allard, A. 2003: Detection of vegetation degradation on Swedish mountainous heaths at an early stage by image interpretation. – Ambio 32: 510 — 519.

Anonyymi 2006a: Metsähallituksen verkkotiedote: Luonnonsuojelualueet 1.1.2005. http://www.metsa.fi/page.asp?Section=1965 (10.2.2006)

Anonyymi 2006b: Arktisen keskuksen verkkosivut: Landscape Labland: Tourist destinations as Landscape laboratories - Tools for sustainable tourism. http://www.arcticcentre.org/landscapelab (1.3.2006)

Anonyymi. 2006c: Metsähallituksen verkkotiedote: Suomen suosituin kansallispuisto aloitti toimintansa. http://www.metsa.fi/page.asp?Section=1541&Item=2122 (31.1.2006)

Anonyymi 2007: National park figures. Der Schweizerischer Nationalpark im Endagin. http://www.nationalpark.ch/snp.html (3.2.2007)

Baker, P.J., Ansell, R.J., Dodds, P.A.A., Webber, C.E. & Harris, S. 2003: Factors affecting the distribution of small mammals in un urban area. – Mammal Rev. 33: 95 — 100.

Bayfield, N.G., Urquhart, U.H. & Cooper, S.M. 1981: Susceptibility of four species of Cladonia to Disturbance by trampling in the Carngorm Mountains, Scotland. – J. App. Ecol. 18: 303 — 310.

Bolger, D.T., Alberts, A.C., Sauvajot, R.M., Potenza, P., McCalvin, C., Tran, D., Mazzoni, S. & Soulé, M.E. 1997: Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. – Ecol. Appl. 7: 552 — 563.

Brathen, K.A. & Oksanen, J. 2001: Reindeer reduce biomass of preferred plant species. – J. Veg. Sci. 12: 473 — 480.

Burden, R.F. & Randerson, P.F. 1972: Quantitative studies of the human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. – J. Appl. Ecol. 9: 439 — 457.

Cole, D.N. 1992: Modelling wilderness campsites — factors that influence amount of impact. – Environ. Manage. 16: 255 — 264.

Cole, D. N. & Monz, C.A. 2002: Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. – Arc. Antarc. Alp. Res. 34: 365 — 376.

Cole, D.N. & Monz, C.A. 2003: Impacts of Camping on Vegetation: Response and Recovery Following Acute and Chronic Disturbance. – Environ. Manage. 32: 693 — 705.

Cole, D.N. & Monz, C.A. 2004: Spatial patterns of recreation impact on experimental campsites. – J. Environ. Manage. 70: 73 — 84.

Dickman, C.R. 1987: Habitat fragmentation and vertebrate species richness in un urban area. – J. Appl. Ecol. 24: 337 — 351.

Dickman, C.R. & Doncaster, C.P. 1987: The Ecology of small mammals in urban habitats. I. Population in a patchy environment. – J. Anim. Ecol. 56: 629 — 640.

Dickman, C.R. & Doncaster, C.P. 1989: The Ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. – J. Anim. Ecol. 58: 119 — 127.

Eccard, J.A. & Ylönen, H. 2001: Initiation of breeding after winter in bank voles: effects of food and population density. – Can. J. Zool. 79: 1743 — 1753.

Erlinge, S., Hasselquist, D., Svensson, M., Frodin, P. & Nilsson, P. 2000: Reproduction behaviour of female Siberian lemmings during the increase and peak phase of the lemming cycle. – Oecologia 123: 200 — 207.

Ernest, S.K.M. 2005: Body size, energy use, and community structure of small mammals. – Ecology 86: 1407 — 1413.

Escutenaire, S. & Pastoret, P.P. 2000: Hantavirus infections. – Revue Scientifique et Technique de l'office international des epizooties 19: 64 — 78.

Faulkner, B., Moscardo, B. & Law, E. (toim.) 2002: Tourism in the 21st century - lessons from experience. – Thomson & Learning, Lontoo. 384 s.

Field, A. 2000: Discovering statistics using SPSS for Windows. – Sage. 496 s.

Fotiou, S., Lundvall, P., Salonen, N., Sievänen, T. & Suopajärvi, L. 2003: Sustainable ecotourism - Integration of conservation and usage in Natura area. – Suomen Ympäristökeskuksen julkaisuja 651.

Gilg, O., Hanski, I. & Sittler, B. 2003: Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. – Science 302: 866 — 869.

Gilligan, B., Dudley, N., de Tejada, A.F. & Toivonen, H (toim.). 2005: Management Effectiveness Evaluation of Finland´s Protected Areas. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A: 147. 175 s.

Gittleman, J.L. & Thomson, S.D. 1988: Energy allocation in mammalian reproduction. – Am. Zool. 28: 863 — 875.

Golley, F.B. 1961: Energy values of ecological materials. – Ecology 43: 581 — 584.

Gremmen, N.J.M., Smith, V.R., van Tongeren, O.F.R. 2003: Impact of trampling on the vegetation of subantarctic Marion Island. – Arc. Antarc. Alp. Res. 35: 442 — 446.

Gustafsson, E., Heikkinen, E., Lundén, T., Raunio, A., Salminen, P., Vauramo, A. & Korpelainen, H. 2002: Natura 2000-alueiden hoito ja käyttö (työryhmän mietintö). – Suomen Ympäristökeskuksen Julkaisuja 597. 88 s.

Hadley, G.L. & Wilson, K.R. 2004: Patterns of density and survival oin small mammals in ski runs and adjacent forest patches. – J. Wildlife Manage. 68: 288 — 298.

Hall, M.C. 2004: Seeing the tree in the forest: reflections on local connections for nature-based tourism. – Teoksessa: Saarinen, J. & Hall, M.C. (toim.), Nature-based tourism research in Finland: Local contexts, global issues. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 916: 9 — 17.

Hambäck, P., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å., Oksanen, T. & Schneider, M. 2004: Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – Oikos 106: 85 — 92.

Hanski, I. & Kaikusalo, A. 1989: Distribution and habitat selection of shrews in Finland. – Ann. Zool. Fenn. 26: 339 — 356.

Hanski, I., Henttonen, H. & Hansson, L. 1994: Temporal variability abd geographical patterns in the population density of microtine rodents: a reply to Xia and Boonstra. – Am. Nat. 144: 329 — 342.

Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E., Henttonen, H. 1993: Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predator leads to chaos. – Nature 364: 232 — 235.

Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. 2001: Small-rodent dynamics and predation. – Ecology 82: 1505 — 1520.

Hansson, L. 1983: Competition of rodents in successional taiga forest: Microtus agrestis vs. Clethrionomys glareolus. – Oikos 40: 258 — 266.

Hansson, L. & Henttonen, H. 1985: Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. – Oecologica 67: 394 — 402.

Haukisalmi, V. 1986: Frequency distributions of helminths in microtine rodents in Finnish Lapland. – Ann. Zool. Fenn. 23: 141 — 150.

Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1990: The impact of climatic factors and host density on the long-term population dynamics of vole helminths.– Oecologia 83: 309 — 315.

Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1993a: Co-existence of helminths of the bank vole Clethrionomys glareolus I: patterns of co-occurrence.–J. Anim. Ecol. 62: 221 — 229.

Haukisalmi, V. & Henttonen, H. 1993b: Population dynamics of Taenia polyacantha metacestodes in the bank vole Clethrionomys glareolus. – Ann. Zool. Fenn. 30: 81 — 84.

Haukisalmi, V. & Tenora, F. 1993: Catenotaenia henttoneni sp. n. (Cestoda: Catenotaeniidae), a parasite of voles Clethrionomys glareolus and C. rutilus (Rodentia). – Folia Parasit. 40: 29 — 33.

Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Tenora, F. 1988: Population dynamics of common and rare helminths in cyclic vole populations. – J. Anim. Ecol. 57: 807 — 825.

Haukisalmi, V., Henttonen, H. & Vikman, P. 1996: Variability of sex ratio, mating probability and egg production in an intestinal nematode in its fluctuating host population. – Int. J. Parasitol. 26: 755 — 763.

Helle, T. & Särkelä, M. 1993: The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. – Scand. J. For. Res. 8: 123 — 133.

Helle, P. & Wikman, M. 2005: Riistakolmioiden talvilaskennan tulokset 2005. – RKTL:n riistatutkimuksen tiedote 200. 21 s.

Helle, P. & Wikman, M. 2006: Talven 2006 lumijälkilaskennat riistakolmioilla. – RKTL:n riistatutkimuksen tiedote 207. 21 s.

Hellstedt, P., Sundell, J., Helle, P. & Henttonen, H. 2006: Large-scale spatial and temporal patterns in population dynamics of the stoat, Mustela erminea, and the least weasel, M-nivalis, in Finland. – Oikos 115: 286 — 298.

Henttonen, H. 2000: Long-term dynamics of the bank vole Clethrionomys glareolus at Pallasjärvi, Northern Finnish Taiga. – Pol. J. Ecol. 48(supp.): 87 — 96.

Henttonen, H. 2005: Keskustelu 17.11.2005.

Henttonen, H. 2007: Keskustelu 31.1.2007.

Henttonen, H. & Hansson, L. 1984: Interspecific relations of small rodents in European boreal and subarctic environments. – Acta Zool. Fenn. 172: 61 — 65.

Henttonen, H. & Kaikusalo, A. 1993: Lemming movements. – Teoksessa: Stenseth, N.C. & Ims, R.A. (toim.),The biology of lemmings. Linn. Soc. Symp. Ser. 15: 157 — 186.

Henttonen, H. & Wallgren, H. 2001: Rodent dynamics and communities in the birch forest zone of northern fennoscandia. – Man and Biospere Series 27: 261 — 278.

Henttonen, H., Kaikusalo, A., Tast, J. & Viitala, J. 1977: Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. – Oikos 29: 581 — 590.

Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. 1987: How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – Oikos 50: 353 — 365

Hokkanen, M. 2005: Luontopalvelujen luontotyyppien inventoinnin maastotyöohje. – Metsähallitus. 137 s.

Hoogesteger, M. 1976: Kasvillisuuden muuttuminen Koilliskairan autiotupien ympärillä. – Silva Fennica 10: 40 — 53.

Huhtala, A., Horne, P., Ovaskainen, V. & Sievänen, T. 2001: Kansallispuistojen arvo vai virkistyspalveluiden hinta – miten mitata rahassa valtion tuottamattomia hyötyjä? – Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802: 77 — 89.

IES [International Ecotourism Society] 2000: Ecotourism statistical factsheet. – The International Ecotourism Society. http://www.ecotourism.org/research/stats/files/stats.pdf (14.12.2005)

Ims, R.A. 1987: Responses in spatial organization and behaviour to manipulations of the food resource in the vole Clethrionomys rufocanus. – J. Anim. Ecol. 56: 585 — 596.

Innes, D.G.L. & Millar, J.S. 1993: Factors affecting litter size in *Clethrionomys gapperi*. – Ann. Zool. Fenn. 30: 239 — 245.

Iwaki, T., Abe, N., Shibahara, T., Oku, Y. & Kamiya, M. 1996: Developmental study of Taenia mustelae in the intermediate and definitive hosts, with a note on the life cycle of T. mustelae in Hokkaido, Japan. – J. Parasitol. 82: 840 — 842.

Jokinen, M. (toim.) 2005: Poronhoidon ja suojelun vaikutukset Mallan luonnonpuistossa. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 941. 332 s. + karttaliitteet.

Kaczmarski, F. 1966: Bioenergetics of pregnancy and lactation in the bank vole. – Acta Theriol. 11: 409 — 417.

Kajala, L. 2000: Käsivarren erämaa-alueen virkistyskävijät kesäkuusta 1996 toukokuuhun 1997. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A: 125. 95 s.

Kalela, O. 1957: Regulation of reproduction rate in subarctic population of the vole Clethrionomys rufocanus (Sund.). – Ann. Acad. Scient. Fenn., Ser. A IV Biologica: 34. 60 s.

Kalela, O., Kilpeläinen, L., Koponen, T. & Tast, J. 1971: Seasonal differences in habitats of the Norwegian lemming, Lemmus lemmus (L.), in 1959 and 1960 at Kilpisjarvi, Finnish Lapland. – Ann. Acad. Scient. Fenn., Ser. A IV Biologica: 55. 72 s.

Kalela, O., Koponen, T., Lind, E.A., Skarén, U. & Tast, J. 1961: Seasonal change of habitat in the norwegian lemming Lemmus lemmus L. – Ann. Acad. Scient. Fenn., Ser. A IV Biologica: 178: 1 — 22 s.

Kam, M., Khokhlova, I.S. & Degen, A.A. 1997: Granivory and plant selection by desert gerbils of different body size. – Ecology 78: 2218 — 2229.

Kasparian, K. & Millar, J.S. 2004: Effects of extra food on nestling growth and survival in red-backed voles (Clethrionomys gapperi). – Can. J. Zool. 82: 1219 — 1224.

Kauhala, K., Helle, P. & Hiltunen, M. 2005: Population dynamics of mountain hare Lepus timidus populations in Finland. – Wildlife Biol. 11(4): 299 — 307.

Kellomäki, S. 1973: Tallaamisen vaikutus mustikkatyypin kuusen pintakasvillisuuteen. – Silva Fennica 7: 96 — 113.

Kellomäki, S. 1977: Deterioration of forest ground cover during trampling. – Silva Fennica 11: 153 — 161.

Kellomäki, S. & Saastamoinen, V-L. 1975: Trampling tolerance of forest vegetation. – Acta For. Fenn. 147. 21 s.

Kirkland, G.L. Jr & Sheppard, P.K. 1994: Proposed standard protocols for sampling of small mammals. – Teoksessa: Merrit, J.F., Kirkland, G.L.Jr & Rose, R.K. (toim.): Advances in the biology of shrews. Special Publications of the Carnegie Museum of Natural History 18.

Klemola, T., Korpimäki, E., Norrdahl, K., Tanhuanpää, M. & Koivula, M. 1999: Mobility and habitat utilization of small mustelids in relation to cyclically fluctuating prey abundances. – Ann. Zool. Fenn. 36: 75 — 82.

Klenner, W. & Krebs, C.J. 1991: Red squirrel population-dynamics 1: The effect of supplemental food on demography. – J. Anim. Ecol. 60: 961 — 978.

Klug, B., Scharfetter-Lehrl, G. & Scharfetter, E. 2002: Effects of trampling on vegetation above the timberline in the Eastern Alps, Austria. – Arc. Antarc. Alp. Res. 34: 377 — 388.

Koivuniemi, P. 2006: Retkeilijöiden aiheuttama maaperän ja kasvillisuuden kuluminen sekä roskaantuminen Pallas-Ounastunturin kansallispuiston taukopaikoilla. – Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 58 s.

Kopu, R. & Ylitalo, H. 2005: Nuuksion kansallispuiston asiakaslähtöinen kehittäminen Suomen kansallispuistojen ikkunaksi, selvityshanke. – Raportti. Metsähallitus & Virive Oy. 86 s.

Korpimäki, E., Norrdahl, K., Huitu, O. & Klemola, T. 2005a: Predator-induced synchrony in population oscillations of coexisting small mammal species. – Proc. R. Soc. Ser. B. 272: 193 — 202.

Korpimäki, E., Oksanen, L., Oksanen, T., Klemola, T., Norrdahl, K. & Banks, P.B. 2005b: Vole cycles and predation in temperate and boreal zones in Europe. – J. Anim. Ecol. 74: 1150 — 1159.

Koukkari, J. 2005: Maaston kuluminen ja roskaantuminen Pyhä-Luoston kansallispuistossa. – Pro gradu. Oulun yliopisto, Maantieteen laitos. 56 s. + 9 liit.

Lappalainen, M. 2001: Suomen kansallispuistot - ulapalta paljakalle. – Metsähallitus. 168s.

Larter, N.C. 2001: Seasonal changes in arctic hare (Lepus arcticus) diet composition and differential digestibility. – J. Wildlife Rehab. 24: 16 — 20.

Lewis, C.E., Clark, T.W. & Derting, T.L. 2001: Food selection by the white-footed mouse (Peromyscus leucopus) on the basis of energy and protein contents. – Can. J. Zool. 79: 562 — 568.

Lin, Y.K. & Batzli, G.O. 2004: Movements of voles across habitat boundaries: effetcs of food and cover. – J. Mammal. 85: 216 — 224.

Lindén, H., Helle, E., Helle, P. & Wikman, M. 1996: Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. – Finn. Game Res. 49: 4 — 11.

Lindström, J., Ranta, E., Kaitala, V. & Lindén, H. 1995: The clockwork of Finnish tetranoid population dynamics. – Oikos 74: 185 — 194.

Lundkvist, Å., Vapalahti, O., Henttonen, H., Vaheri, A. & Plyusnin, A. 2000: Hantavirus infections among mammalogists studied by focus reduction neutralisation test. – Eur. J. Clin. Microbiol. 19: 802 — 806.

Löfgren, O., Hörnfeldt, B. & Eklund, U. 1996: Effect of supplemental food on a cyclic Clethrionomys glareolus population at peak density. – Acta Theriol. 41: 383 — 394.

McKinney, M.L. 2002: Urbanization, biodiversity, and conservation. – Bioscience 52: 883 — 890.

Mahan, C.G. & O'Connell, T.J. 2005: Small mammal use of suburban and urban parks in Central Pennsylvaia. – Northeast. Nat. 12: 307 — 314.

Mathieson, A. & Wall, G. 1986: Tourism – economic, physical and social impacts. – Longman & Harlow, New York. 208 s.

Matthiae, P.E. & Stearns, F. 1981: Mammals in forest islands in Souteastern Wisconsin. – Teoksessa: Burgess, R.L. & Sharpe, D.M. (toim.): Forest island dynamics in man-dominated landscapes: 55 — 66. Springer Verlag, New York.

Metsähallitus 1996: Hammastunturin erämaan hoito- ja käyttösuunnitelma. – Metsähallituksen Luonnonsuojelujulkaisuja B: 32. 72 s.

Metsähallitus 2002: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet - Metsähallituksen luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B: 63. 47 s.

Metsähallitus 2006: Nuuksion kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma (luonnos). http://www.luontoon.fi/binary.aspx?Section=257&Item=10682 (21.9.2006)

Monz, C.A. 2002: The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. – J. Environ. Manage. 64: 207 — 217.

Myllymäki, A. 1972: Metodik för prognosundersökning på smågnagare. – Nordmus Report 2: 1 — 13.

Myllymäki, A., Paasikallio, A., Pankakoski, E. & Kanervo, V. 1971: Removal experiments on small quadrats as a means of rapid assesment of the abundance of small mammals. – Ann. Zool. Fenn. 8: 177 — 185.

Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E. & Delibes, M. 2003: Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in Northern Spain. – Conserv. Biol. 17: 1276 — 1289.

Nellemann C., Jordhoy P., Stoen O.G. & Strand, O. 2000: Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (Rangifer tarandus tarandus) during winter. – Arctic 53: 9 — 17.

Nellemann C., Vistnes I., Jordhoy P. & Strand, O. 2001: Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. – Biol. Conserv. 101: 351 — 360.

Niemelä, J. 1999: Ecology and urban planning. – Biodivers. Conserv. 8: 119 — 131.

Norrdahl, K. 1995: Population cycles in northern small mammals. – Biol. Rev. 70: 621 — 637.

Norrdahl, K. & Korpimäki, E. 2002: Changes in population structure and reproduction during a 3-yr population cycle of voles. – Oikos 96: 331 — 345.

Odell, E.A. & Knight, R.L. 2001: Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. – Conserv. Biol. 15: 1143 — 1150.

Odonognue, M. & Krebs, C.J. 1992: Effects of supplemental food on snowshoe hare reproduction and juvenile growth at a cylic population peak. – J. Anim. Ecol. 61: 631 — 641.

Olofsson, J., Stark, S. & Oksanen, L. 2004a: Reideer influence on ecosystem processes in the tundra. – Oikos 105: 386 — 396.

Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004b: Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – Oikos 106: 324 — 334.

Olofsson, J., Hulme, P.E, Oksanen, L. & Suominen, O. 2005: Effects of mammalian herbivores on revegetation of disturbed areas in the forest-tundra ecotone in northern Fennoscandia. – Landscape Ecol. 20: 351 — 359.

Ostfeld, R.S. 1990: The ecology of territoriality in small mammals. – Trends Ecol. Evol. 5: 411 — 415.

Page, S.J. & Dowling, R.K. 2002: Ecotourism. – Harlow, Prentice Hall. 349 s.

Penttilä, T., Piri, E. & Vuopio, M. (toim). 1998: Pallas-Ounastunturin kansallispuisto: Hoito- ja käyttösuunnitelma 1998 - 2017.
– Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 716.

Prévot-Julliard, A.-C., Henttonen, H., Yoccoz, N.G. & Stenseth, N.C. 1999: Delayed maturation in female bank voles: optimal decision or social constraint? – J. Anim. Ecol. 68: 684 — 697.

Prokosch, P. 2001: Tourism – threat or benefit to conservation? – Teoksessa: CAFF (Conservation of arctic flora and fauna: Status and conservation). Edita, Helsinki. 272s.

Pulliainen, E. & Tunkkari, P.S. 1991: Responses by the capercaillie Tetrao urogallus, and the willow grouse Lagopus lagopus to the green matter available in early spring. – Holoarc. Ecol. 14: 156 — 160.

Roovers, P., Verheyen, K., Hermy, M. & Gulinck, H. 2004: Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities.
– Appl. Veg. Sci. 7: 111 — 118.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.

Redpath, C.J., Thirgood, S.J. & Redpath, S.M. 1995: Evaluation of methods to estimate field vole Microtus agrestis abundance in upland habitats.– J. Zool. 237: 49 — 55.

Sanecki, G.M., Green, K., Wood, H. & Lindenmayer, D. 2006: The implications of snow-based recreation for small mammals in the subnivean space in south-east Australia. – Biol. Conserv. 129: 511 — 518.

Schweiger, S. & Boutin, S. 1995: The effects of winter food addition on the population-dynamics of Clethrionomys rutilus. – Can. J. Zool. 73: 419 — 426.

Semenov, Y., Ramousse, R., Le Berre, M. & Tutukarov, Y. 2001: Impact of the black-capped marmot (Marmota camtschatica bungei) on floristic diversity of arctic tundra in Northern Siberia. – Arc. Antarc. Alp. Res. 33: 204 — 210.

Sievänen, T. (toim.) 2001: Luonnon virkistyskäyttö 2000. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802.

Siivonen, L. 1982: The history of the Fennoscandian mammal fauna.
– Acta Zool. Fenn. 169: 7 — 10.

Siivonen, L. & Sulkava, S. 1999: Pohjolan nisäkkäät. – Otava. 224 s.

Sippola, A-L. 1996: Matkailun ympäristövaikutukset Lapissa – katsaus nykytilaan ja tutkimustarpeisiin. – Teoksessa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim): Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 129 — 141.

Soininen, L. 2005: Kasvillisuuden ja polkujen kuluminen Natura-luontotyypeillä Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa. – Pro gradu. Jyväskylän yliopisto 93 s. + 14 liit.

Soveri, T., Henttonen, H., Rudbäck, E., Schildt, R., Tanskanen, R., Husu-Kallio, J., Haukisalmi, V., Sukura, A. & Laakkonen, J. 2000: Disease patterns in field and bank vole populations during a cyclic decline in central Finland. – Comp. Imm. Microb. Inf. Dis. 23: 73 — 89.

Stark, S. 2002: Reindeer grazing and soil nutrient cycling in boreal and tundra ecosystems. – Acta Univer. Oul. Ser. A: 382. 31 s.

Sulkava, P., Hatanpää, M. & Ollila, E. 2004: Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kävijät 2003. – Raportti. Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue. 93 s.

Sundseth, K. 2003: Developing sustainable tourism in Natura 2000 areas – Opportunities and challenges. – Teoksessa: Fotiou, S., Lundvall, P., Salonen, N., Sievänen, T. & Suopajärvi, L. (toim.): Sustainable ecotourism - Integration of conservation and usage of Natura 2000 areas. – Suomen Ympäristökeskuksen julkaisuja 651: 9 — 14.

Syrjänen, J., Mustonen, J., Vapalahti, O., Henttonen H. & Vaheri, A. 2005: Jyrsijöiden levittämät sairaudet Suomessa. – Duodecim 121: 295 — 302.

USCB [U.S. Census Bureau] 2006: Section 26: Arts, Entertainment, and Recreation. – Teoksessa: Statistical Abstract of the United States. http://www.census.gov/prod/2005pubs/06statab/arts.pdf (21.4.2006)

Vapalahti, O., Plyusnin, A., Vaheri, A. & Henttonen, H. 1995: Hantavirus antibodies in European mammalogists. – Lancet 345: 1569.

Vapalahti, K., Paunio, M., Brummer-Korvenkontio, M., Vaheri, A. & Vapaalahti, O. 1999: Puumala Virus Infections in Finland: Increased occupational risk for farmers. – Am. J. Epidem. 149: 1142 — 1151.

Viitala, J. 1977: Social organization in cyclic subarctic populations of the voles Clethrionomys rufocanus (Sund.) and Microtus agrestis (L). – Ann. Zool. Fenn. 14: 53 — 93.

Viitala, J. 1981: Hair growth patterns in the vole Clethrionomys rufocanus (Sund.). – Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 7: 3 — 17.

Viitala, J. & Hoffmayer, I. 1985: Social organization in Clethrionomys compared to Microtus and Apodemus: social odours, chemistry and biological effects. – Ann. Zool. Fenn. 22: 359 — 371.

Virtanen, R., Henttonen, H. & Laine, K.M. 1997: Lemming grazing and the structure of snowbed plant community – a long-term experiment at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. – Oikos 79: 155 — 166.

Virtanen, R., Parviainen, J. & Henttonen, H. 2002: Winter grazing by the Norwegian lemming (Lemmus lemmus) at Kilpisjärvi (NW Finnish Lapland) during a moderate peak. – Ann. Zool. Fenn. 39: 335 — 341.

Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001: Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. – J. Wildlife Manage. 65: 915 — 925.

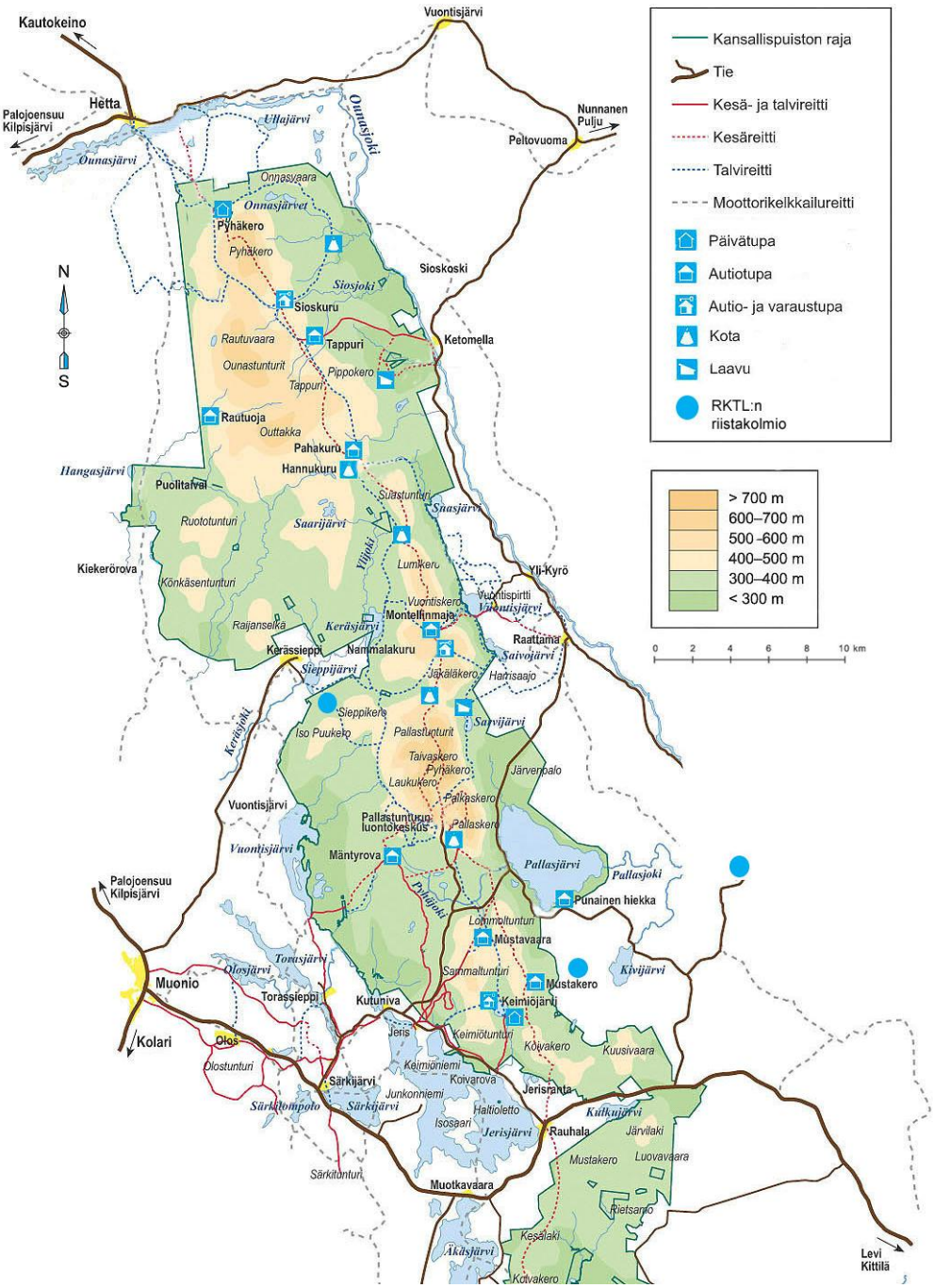
Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. (toim.) 1998: Muuttuva pesimälinnusto. – Otava, Helsinki. 567 s.

Ylönen, H. & Eccard, J. A. 2004: Does quality of winter food affect spring condition and breeding in bank vole females (Clethrionomys glareolus)? – Ecoscience 11: 1 — 5.

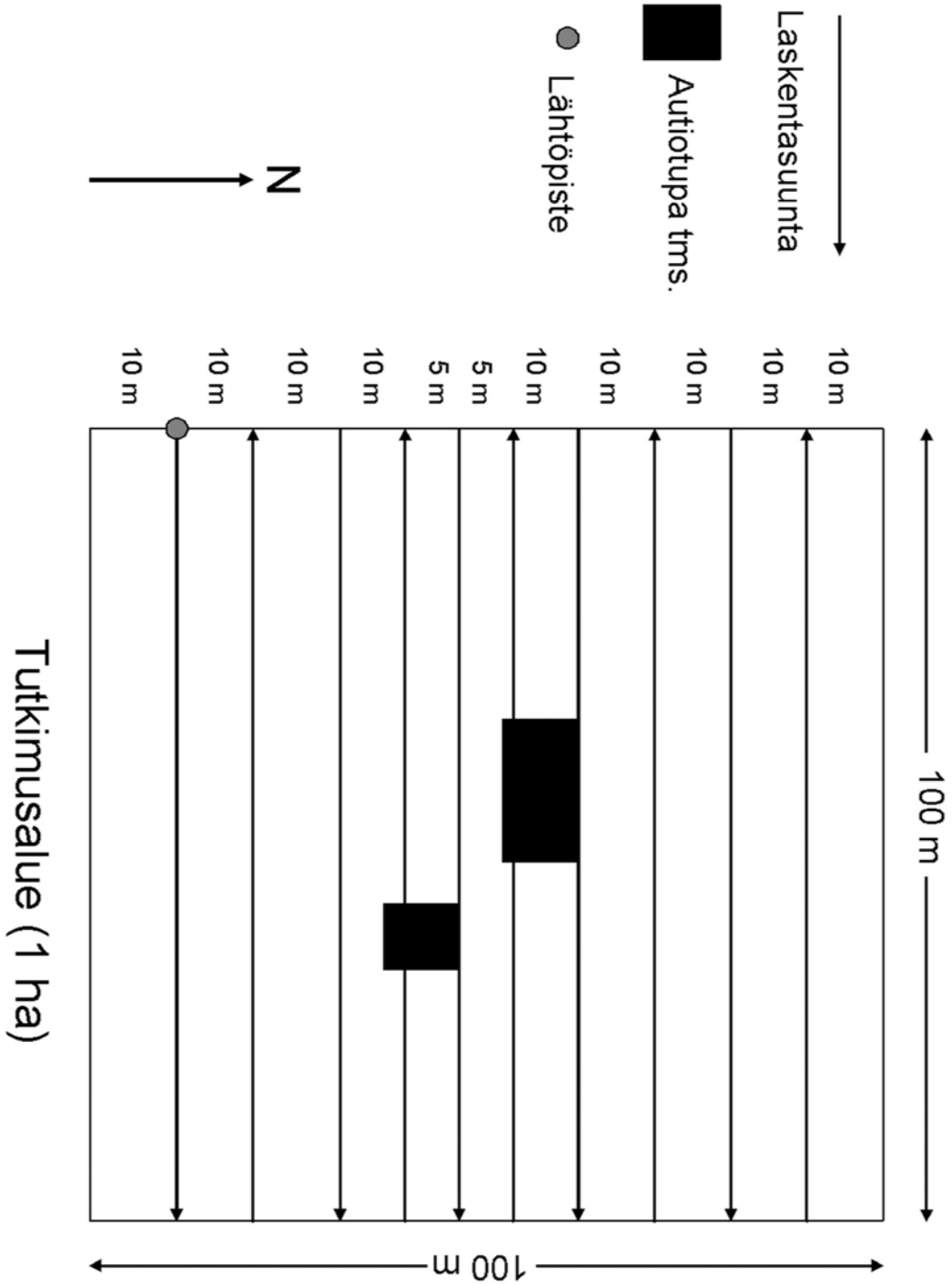
Yoccoz, N., Stenseth, N.C., Henttonen, H. & Prévot-Julliard, A.C. 2001: Effects of food addition on the seasonal density-dependent structure of bank vole Clethrionomys glareolus populations. – J. Anim. Ecol. 70: 713 — 720.

Zabinski, C., Wojtowicz, C. & Cole D. 2000: The effects of recreation disturbance on subalpine seed banks in the Rocky Mountains of Montana. – Can. J. Bot. 78: 577 — 582.

Liite 1. Tutkimusalueet  Pallas-Yllästunturin kansallispuiston pohjoisosassa. Kontrollialueet sijaitsivat 500 -1000 metrin etäisyydellä tutkimusalueista. ©Metsähallitus.



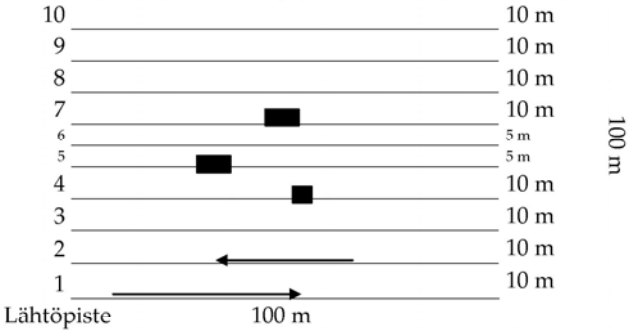
Liite 2. Lumijälkilaskennan tutkimusasettelu.



Liite 3. Lumijälkilaskennan maastolomake.

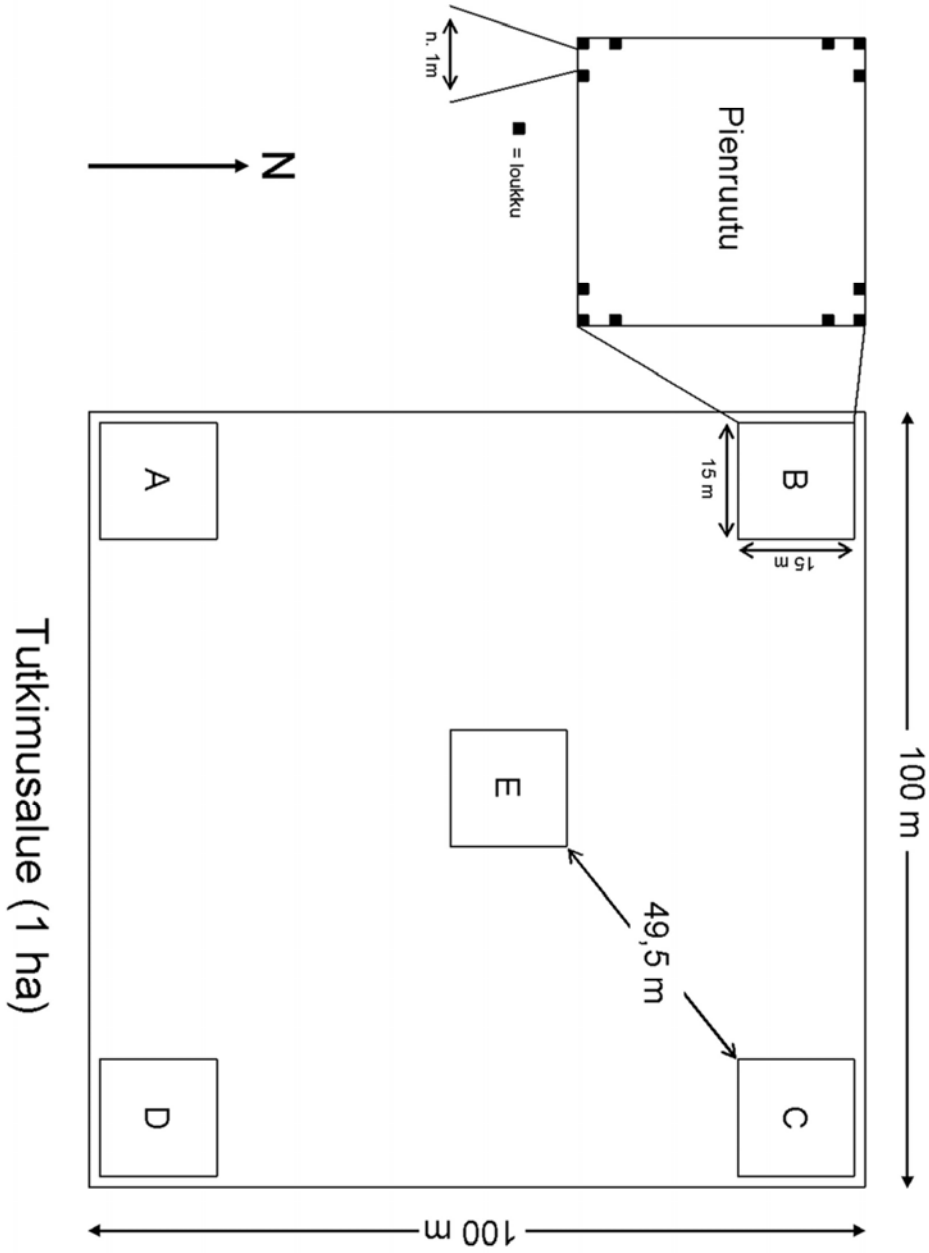
| | | | |
|---|---|---|---|
| Päiväys: | Laskenta-aika: aloitus: | | Lopetus: |
| Tuuli: | Tyyni ☐ | Heikko ☐ | Kova ☐ Myrsky ☐ |
| Pilvetön ☐ | Puolipilvinen ☐ | Pilvinen ☐ | Sumua ☐ |
| Lämpötila: | Edellinen lumisade (päiväys): | | |
| Lumen syvyys (cm): | Laskentatapa: suksi ☐ muu ☐ _____ | | |
| Upottavan lumen syvyys (eläinten jälkien painuminen): | | | |
| Alue: | Laskijat: | | |
| (Tauko)paikka: | | | |
| Laskenta ruudun (100 x 100 m) lounaiskulman koordinaatit | | | |
| i-koord: | p-koord: | | |

100 x 100 m ruutu, taukopaikan painopiste keskellä ruutua, linjat länsi – itä suunnassa. Kuljettavat linjat viivoilla, kaikki itä-länsi linjan alle jäävät tuoreet jäljet lasketaan. Jos jälki sivuaa linjaa, mutta ei mene yli lasketaan se yhdeksi jäljeksi.




EI laskentaa (m) = sellainen alue linjoittain, missä jälkiä ei voi laskea esim. tampparilla ajettu reitti. Jos linja osuu talon keskelle kierretään rakennus ja laskentaa jatketaan seinustaa pitkin. Eli talon "keskellä" laskenta normaaliin tapaan.

| Laji/Linja | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| EI laskentaa (m) | | | | | | | | | | |
| Jänis | | | | | | | | | | |
| Kettu | | | | | | | | | | |
| Orava | | | | | | | | | | |
| Kärppä | | | | | | | | | | |
| Lumikko | | | | | | | | | | |
| Myyrä | | | | | | | | | | |
| Riekko | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | |

muu

Liite 4. Piennisäkäspyyntien tutkimusasettelu.