

TARTU ÜLIKOO
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Kaisa Telve

**ELUPAIGAKASUTUS JA
LENNUVÕIMESTUMISJÄRGNE ELLUJÄÄMUS
RASVATIHASEL (*PARUS MAJOR*):
RAADIO-TELEMEETRILINE UURING**

Magistritöö

Juhendajad: Marko Mägi, PhD
Priit Kilgas, PhD

TARTU 2012

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Materjal ja metoodika	8
2.1. Uurimisobjekt	8
2.2. Uurimisala	8
2.3. Välitööd	8
2.3.1. Telemeetria	9
2.4. Elupaigakasutuse analüüs	10
2.5. Ellujäämuse analüüs	14
3. Tulemused	15
3.1. Pesitsusaegse toitumisterritoriumi suurus	15
3.2. Elupaigakasutus	20
3.3. Ellujäämus	22
4. Arutelu	23
Kokkuvõte	27
Summary	28
Tänuavaldused	29
Kasutatud kirjandus	30

1. Sissejuhatus

Tänapäeva tehnoloogiliste võimaluste arenedes on täpsemaks muutunud paljud uurimisvaldkonnad, mis annavad väärtuslikku informatsiooni näiteks looduskaitsealuste küsimuste lahendamiseks. Telemeetriliste võimaluste arenedes on viimastel aastatel hoogustunud mitmed seni lindudel vähe või siis suhteliselt kaudsete meetoditega hinnatud uurimissuunad. Nii on täpsemat informatsiooni kogutud lindude kodupiirkonna suuruse ja elupaigakasutuse (Naef-Daenzer 1993; Merkel *et al.* 2006; Lim & Sodhi 2009; Doucette 2010), lühi- ja pikadistantsiliste (sealhulgas lindude ränded) liikumiste (Kenow *et al.* 2002; Cadahia *et al.* 2010), noor- ja vanalindude ellujäämuse (Adams 1965; Bendel & Therres 1993; Naef-Daenzer *et al.* 2001; Griffiths *et al.* 2010), sigimiskäitumise (Groombridge *et al.* 2004; Brandt & Cresswell 2008), isiksuse (Van Overveld *et al.* 2011) jne kohta. Uurimisküsimuste lahendamiseks kasutatakse mitmeid meetodeid, nagu näiteks lindude märgistamine jala-, tiiva- või kaelarõngastega (Adams 1965; Marion & Shamis 1977; Gauthier-Clerc & Le Maho 2001), Doppleri radariga rännete jälgimine (Koch 2006; Nebuloni *et al.* 2008), stabiilsete isotoopide meetod liikumismustrite jälgimiseks (Whitworth *et al.* 2007; Inger & Bearhop 2008). Üha laiemalt kasutatakse uurimismeetodina biotelemeetriat. Tänapäevane telemeetria võimaldab saada enamat ja täpsemat informatsiooni linnu paiknemistest ja liikumistest ning elupaiga kasutusest ja suurusest.

Negatiivseks aspektiks võib lugeda telemeetria suhtelist kallidust, kuid arvestades seda, kui kalliks läheks samaväärses koguses ja kvaliteediga andmete kogumine muude meetoditega (nt lihtsad vaatlused), siis pole kokkuvõttes ressursi kulu sugugi suur. Telemeetria kasutamisega on seotud siiski omad piirangud. Kasutatavad saatjad ei tohiks ületada 2-3% (5% kuni 50 g kaaluvatel lindudel) linnu kehamassist, seega on väikestel värvulistel soovitatav kasutada vaid seni kõige väiksemaid, 0,2-0,3 g kaaluvaid VHF (*Very High Frequency* – väga kõrge sagedusega) saatjaid (Guilford *et al.* 2011). Täpsemaid asukohtade andmeid võimaldavad saada PTT (*Platform Terminal Transmitter*) ja GPS (*Global Positioning System*) satelliitsaatjad, kuid nende minimaalseks kaaluks on seni saavutatud 5-10 g ning arvatavasti lähitulevikus seda vähendada ei suudeta (Wikelski *et al.* 2007). Seetõttu tuleb kasutada uurimisobjektile sobivat raadiosaatjat, sest vastasel korral ei

võimalda isendite väike kaal või nende ebasobivad elukäiguomadused neil saatjaid kandes normaalselt käituda (RIC 1998; Sokolov 2010).

Peale raadiosaatjate on biotelemeetrilisteks uuringuteks vajalikud ka signaali tuvastavad antennid ja vastuvõtjad. Uuringute läbiviimiseks tuleb valida sobivad saatja kinnitusmeetodid vastavalt uurimisobjektile.

Isendi elupaigakasutust on tihti kirjeldatud territooriumi ja kodupiirkonna suuruse ning kuju abil. Elupaiga omadustest sõltub enamasti kodupiirkonna suurus. Telemeetria abil kogutud informatsioon võimaldab uurida mitmeid kodupiirkonnale olulisi ökoloogilisi aspekte. Näiteks määrata ala piirid ja põhilise kasutusala ehk tuumikala (põhilised päevased või öised liikumised; Adams 1965; Naef-Daenzer & Gruebler 2008). Kodupiirkond on ala, mille ulatuses isend või nende grupp liigub, toitub, puhkab, sigib ja leiab varju (Burt 1943). Ehk selle all võib mõista ala, mille piires on suurim tõenäosus isendit mingil teatud ajaperioodil kohata (Marzluff *et al.* 2002). Linnu kodupiirkonna suurust võib määratleda kui 95% maa-alast, mida ta kasutab oma elutegevuseks (Lim & Sodhi 2009). Ülejäänud 5% kasutatud alast arvestatakse ebakorrapärasteks liikumisteks ning kodupiirkonna hulka mitte kuuluvaks (Harestad & Bunnell 1979). Tuumikalana võib vastavalt liigile käsitleda kuni 50% kasutusega maa-ala.

Pesitsushooajal kasutavad linnud oma kodupiirkonnana sigimis- ja toitumisterritooriumit. See territoorium asub tegeliku kodupiirkonna sees ning on enamasti kasutatud pesitsemiseks, toiduotsinguteks, võimalike uute sigimispaikade otsimiseks jne. Alade suurused võivad varieeruda vastavalt lindude territoriaalsuse astmele (liigikaaslaste omavaheline läbisaamine), ressursside kättesaadavusele ja jaotusele (elupaiga kvaliteet, keskkonnatingimused) ning varieeruda soo, vanuse ja aastaja piires (Burt 1943; Leonard *et al.* 2008; Doucette 2010). Mida halvemad on elupaiga tingimused, seda suurem võib olla kodupiirkond või territoorium, sest piisava hulga ressursside leidmiseks tuleb läbida suuremaid vahemaid. Mida kättesaadavamad on ressursid, seda väiksem on kasutatav ala. Piirkonna ideaalne kuju ja suurus peaks minimeerima energiakulu ja kiskluse riski, samas maksimeerides energia saamist (Harvey & Mace 1983; RIC 1998). Isendi kodupiirkonna suurus ja kuju on populatsiooniökoloogias olulised näitajad, sest võivad mõjutada populatsiooni tihedust (Carpenter 1987). Liikumiste hajuvus ja kõrvalepõiked väljapoole isendi harilikku kodupiirkonda, võivad oluliselt mõjutada populatsiooni seotust, geenivoolu

ja metapopulatsioonide dünaamikat (Walters 2000). Raadiotelemeetria tehnoloogilised arendused võimaldavad enam uurida lindude käitumist ja populatsioonidünaamikat (Hansbauer *et al.* 2008). Info lindude elupaigakasutuse kohta annab võimaluse uurida ka inimese ja lindude omavahelisi suhteid ning on seetõttu vajalik looduskaitsete meetmete rakendamiseks. Näiteks elupaikade suuruse ja kasutuse uurimine võimaldab hinnata lindude tõenäosust sattuda õlireostusesse või kalavõrkudesse (Hamer *et al.* 2000), jälgida liigi taastamise eesmärgil loodusesse lastud lindudel uute elupaikade asustamise kiirust (Groombridge *et al.* 2004; Bagliacca *et al.* 2008), jälgida lindude oskust ümberorienteeruda näiteks nende elupaikade kadumisel (Leonard *et al.* 2008) jne. Ruumikasutuse uurimine aitab mõista mehhanisme, mis tingivad lindude erineva jaotuse ja arvukuse mustreid ning on seetõttu vajalik teadmine metsade majandamise seisukohalt (Whitaker & Montevecchi 1997; Leonard *et al.* 2008).

Suuremaid linde ning nende pikemadistantsilisi liikumisi on raadiotelemeetria abil võrdlemisi palju uuritud (RIC 1998; Adams & Flora 2010), kuid näiteks väikeste metsavärvuliste seas on see siiani vähem kasutatud raadiosaatjate lühikese eluea ja signaali piiratud levikukauguse tõttu. Metsavärvuliste puhul on detailsem informatsioon piirkonna kasutuse mustrite kohta üsna oluline, sest mõned liigid võivad olla kasulikeks indikaatoriteks. Nii võivad nende arvukuste muutused osutada soositud elupaikade killustumisele. Linnuökoloogias on võrdlemisi vähem uuritud erinevate linnuliikide arvukuste seoseid nende elupaikade fragmenteerumise ja muude elukeskkonna muutustega (Hansbauer *et al.* 2008). Tihedalt asustatud aladel Euroopas ja Põhja-Ameerikas on elupaikade fragmenteerumine üheks suuremaks probleemiks. Majanduse edendamiseks ja linnaelamute juurdeehituste tõttu suureneb ka maakasutus ning seetõttu väheneb lindudele sobivate elupaikade osakaal. Nii teostatakse näiteks ulatuslikumaid raieid, mis põhjustavad metsade killustumist ning elupaikade suurused vähenemist ja üksteisest kaugenemist, luues seetõttu laiemaid lagendikke. Värvulised võivad füüsiliselt olla võimelised läbima avamaastikke metsalaikude vahel, kuid ei pruugi oma elukäiguomaduste tõttu läbida isegi väiksemaid elupaiku lahutavaid alasid. Praeguseks on veel võrdlemisi vähe uuritud lindude liikumisi seoses elupaiga fragmenteerumisega (Laurance *et al.* 2004; Opdam & Wascher 2004). Seoses pideva lehtmetsade fragmenteerumisega on muutunud küsitavaks, kas sellised metsad suudavad enam pakkuda piisavalt vajalikku, et seal

pesitseda (Bellamy *et al.* 2001; Kilgas *et al.* 2007), või suudavad linnud vastavalt fragmenteerumise suurusele elupaigakasutuses edukalt ümberorienteeruda (Leonard *et al.* 2008).

Raadiotelemeetria arenguga on muutunud lindude ellujäämuse hindamine täpsemaks ning meetodi kasutamine seeläbi laialdasemaks (Griffiths *et al.* 2010). Lokaalsete populatsioonide elujõulisuse hindamisel on väga oluline teada järglaskonna ellujäämust ning sellest lähtuvalt on uuritud elupaigakasutuse seoseid lennuvõimestunud noorlindude ellujäämusega. Näiteks rasvatihasel on leitud, et noorlindude käitumine on seotud elupaiga kvaliteedi ja sellest tuleneva erineva konditsiooniga. Naef-Daenzer & Gruebler (2008) uurisid 5 päeva jooksul pärast lennuvõimestumist (maksimaalseks poegade suremuse perioodiks loetakse aega noorlindude pesast lahkumise ja kodupiirkonnast lahkumise vahel; Ridley & Raihani 2007) noorlinde. Leiti, et halvasti toidetud rasvatihase pojad liikusid, võrreldes heas konditsioonis poegadega, palju aeglasemalt ning väiksemal territooriumil. Tulemustest järeldub, et lindude halb füüsiline konditsioon tingib nende halvema käitumusliku soorituse ja vähendab ellujäämustõenäosust, sest halvemas konditsioonis poegade lühimaalised liikumised tegid nad potentsiaalsetele kiskjatele paremini märgatavaks (Naef-Daenzer & Gruebler 2008).

Enim pakuvad huvi noorlindude suremuse põhjused, mis võivad olla tingitud kiskjatest, muutuvatest elupaigatingimustest, toitumisvõimalustest või vanemhooldest. Varasemalt on noorlindude ellujäämust uuritud linnupoegade märgistamisega rõngastamise meetodil. See eeldas, et linde tuli korduvalt vaadelda või mitu korda kinni püüda, mistõttu saadi andmed ellujäämuse või sigimiselupaiga valiku kohta järgmisel kevadel, kui pojad tulid ise pesitsema. Raadiosaatjate arenguga (kaalu vähenemine) on noorlindude ökoloogia uurimine muutunud lihtsamaks ja täpsemaks (Naef-Daenzer *et al.* 2001; King *et al.* 2006). Kuigi ka saatjatega märgistatud linnud võivad teadmatult kaduda, siis sellised kaotused on märkimisväärselt väiksemad kui näiteks rõngastatud lindude taaspüügi meetodil (Griffiths *et al.* 2010). Teoorias peaks raadiotelemeetiline tehnika võimaldama kindlaks määrata ka suremust põhjustavate faktorite tähtsust, sest märgistatud isendi asukohta on võimalik tuvastada (Heisey & Fuller 1985). Praktikas on see aga keerulisem, sest korjus võib uurijate kohalejõudmise ajaks olla ülejäänud eluslooduse poolt juba hävitatud või on selleni

keeruline pääseda. Samuti ei saa olla kindel, kas isend on surnud, kaotanud märgise või väljunud vastuvõtja levialast (RIC 1998).

Isendite ellujäämuse tõenäosus võib sõltuda kodupiirkonna suurusest, elupaigakasutusest ning järglastel veel vanemhooldest ja vanemate konditsioonist. Selle uurimine annab olulist informatsiooni liigilise populatsioonidünaamika kohta ning on kasutuses näiteks looduskaitstes (Cooke 2008; Sande *et al.* 2009). Võrdlemisi vähe on aga uuritud lennuvõimestunud linnupoegade ellujäämust sõltuvalt biotoobist.

Käesolevas töös eeldatakse, et vanalindude toitumisterritooriumite suurused pesitsusajal on lehtmetsades väiksemad kui okasmetsades, sest varasemate uuringute tulemuste põhjal on teada, et lehtmetsades on toiduressursside hulk suurem (Lemel 1989). Nii ei oleks poegade toitmise eesmärgil lehtmetsas vaja pesast väga kaugele lennata. Okasmetsades on aga toitumisvõimalused kehvemad ning linnud peaks piisava koguse toidu saamise jaoks lendama pikemaid vahemaid, seega omades suuremat toitumisterritooriumit. Varasemad uuringud Edela-Eesti leht- ja okasmetsas on näidanud, et kuigi rasvatihased kalduvad elupaigana eelistama lehtmetsi, siis on neil seal pesitsuse tulemuslikkus madalam kui okasmetsas pesitsevatel liigikaaslastel (Kilgas *et al.* 2007). Mänd *et al.* (2005) väitsid, et selle põhjuseks võib olla ökolõks. Sellele võib veelgi kaasa aidata elupaikade killustumine, sest põhjustab lehtmetsade osakaalu vähenemise ning selle eelistamise tõttu tekib seal kiirelt ressursikonkurents ning suureneb suremus. Samas võiks eeldada, et fragmenteerunud lehtmetsade tõttu eelistavad okasmetsa elupaigana kasutavad linnud oma toiduotsinguteks ka oma elupaika ning ei hakka oma võimalikku niigi suuremat toitumisterritooriumit ületama, et liikuda kõrgema asustustihedusega lehtmetsa. Lehtmetsad on küll eelistatum ja rohkem varjevõimalusi pakkuv elupaik, kuid seetõttu ka suurema kiskjate osakaaluga kui hõredam okasmets. Nii eeldati, et lennuvõimestunud noorlindude ellujäämus on lehtmetsades väiksem kui okasmetsades ning nende maksimaalne levikukaugus lennuvõimestumisejärgselt on lehtmetsades suurem.

Üritatakse leida tõestust eelpool toodud hüpoteesidele, kasutades mudelliigina rasvatihast (*Parus major*) kui mitteohustatud liiki. Tema uurimisel saadud tulemused on üldistatavad paljudele teistele väikestele metsavärvulistele, kes võimalusel eelistavad samuti lehtmetsi okasmetsadele. Tänu telemeetria kasutamisele vanalindude uurimisel võib nende tegelik elupaigakasutus saada selgemaks. Samuti üritatakse antud töös leitud territooriumi suuruste alusel selgitada välja parim territooriumi suurust hindav meetod metsavärvulistel.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisobjekt

Rasvatihane (*Parus major*) on väike (17-20 g kaaluv) värvuliste (*Passeriformes*) seltsi kuuluv ning üle kogu Eesti aasta läbi stabiilselt arvukas liik (Elts *et al.* 2009), kel puuduvad spetsiifilised nõudmised elupaigatingimustele, ja pesitseb peaaegu kõikjal, kus leidub sobilikke pesaõõnsusi, kuid asustab sageli ka sobilike mõõtmatega pesakaste.

Alates 1970ndatest on tõusnud rasvatihaste arvukus kogu Euroopas, sealhulgas Eestis lausa 50% (del Hoyo *et al.* 2007). Rasvatihaste munemis- ja haudeaeg vältab aprilli lõpust mai lõpuni. Kurna suurus varieerub vahemikus 8-12 muna. Poegade koorumisperiood jääb mai viimasesse dekaadi ja juuni algusesse. Poegi toidetakse liblikaröövikute, liblikate ja teiste selgrootutega (Mägi *et al.* 2009). Pojad lennuvõimestuvad ja lahkuvad pesast juuni lõpuks (Cramp 1993).

2.2. Uurimisala

Andmed koguti 2009. aasta kevadel (mai-juuni) Kilingi-Nõmme ümbruses asuvates metsades Edela-Eestis, Pärnumaal (58°7'N, 25°5'E). Uurimisala (u. 50 km²) hõlmab nii leht- kui okasmetsabiotoope. Valdavad on okasmetsad, millede vahel asuvad isoleeritud laikudena endistel põllumaadel või piki jõgede orge lehtmetsad. Lehtmetsas on domineerivateks puuliikideks hall lepp (*Alnus incana*) ja arukask (*Betula pendula*). Okasmetsas on domineerivateks puuliikideks harilik mänd (*Pinus sylvestris*) ja harilik kuusk (*Picea abies*; Mänd *et al.* 2005).

2.3. Välitööd

Uuring viidi läbi pesakastides pesitsevate rasvatihastega. Pesakastid paiknesid nii leht- kui okasmetsi läbivate teede lähedal. Puidust pesakastid olid kinnitatud puutüvedele 1,5- 2,0 meetri kõrgusele maapinnast ning nende kaugus üksteisest oli 50–60 meetrit. Pesakastide mõõtmed olid 11 × 11 × 30 cm ja lennuava diameeter 3,5–4 cm.

Kevadel, enne pesitsushooaja algust tühjendati pesakastid vanadest pesadest. Iganädalase kontrolli käigus määrati munemise algusaeg, kurna suurus, poegade arv jne. Vanalinnud püüti poegade toitmisperioodil pesakastisestest lõksudega ja lindudel mõõdeti jooksme

(täpsus 0,1 mm) ja tiiva (1 mm) pikkus ning kehakaal (0,1 g), lisaks määrati sulestiku alusel lindude vanus.

2.3.1. Telemeetria

Telemeetriline uuring viidi läbi nii vanalindude kui lennuvõimestunud poegadega.

Vanalinnud. Metoodilistel põhjustel varustati vanalindudest saatjatega ainult emased. Kokku püüti 18 emaslindu, kui nende pojad olid vähemalt 7 päeva vanused. Ühe emase saatja kinnitamine ebaõnnestus ja saatja kadus koheselt, mistõttu ei kaasatud selle emase andmeid analüüsides. Linnud varustati 0,55 g (kuni ca 3% kehamassist) kaaluvate Biotrack PIP3 VHF (*Very High Frequency*) raadiosaatjatega, mis liimiti mittetoksilise superliimiga linnu sabasulgadele. Seejärel linnud vabastati. Järgneva 7 päeva jooksul jälgiti emaslinnu liikumisi iga päev erineval kellaajal 30 minutit triangulatsiooni meetodil. See tähendab, et linnu asukoha peilimine toimus alati kahest kindlalt fikseeritud asukohapunktist, mis asusid umbes 75-100 meetri kaugusel pesakastist ning olid pesakasti asukohta arvestades umbes 90 kraadi üksteise suhtes (RIC 1998). Peilijad fikseerisid samaaegselt iga 3 minuti tagant signaali asimuudi peilimiskoha suhtes, seega saadi 10 asukohapunkti päevas. Hiljem sisestati fikseeritud trianguleerimispunktid arvutisse ja asimuutide alusel arvutati välja vanalinnu asukoht konkreetsetel ajahetkedel. Juhul, kui üks peilija ei suutnud mõnes ajapunktis linnu asukoha asimuuti määrata või polnud selles kindel (signaal maastiku või häiringute tõttu nõrk või lind paiknes raadiosaatja tööulatusest väljas), siis jäeti see punkt hilisemast andmeanalüüsist kõrvale.

Pojad. 20 poega kümnest erinevast pesakonnast (st 2 poega ühest pesakonnast) said 17 päeva vanustena (selleks ajaks on poja kaal saavutanud maksimumi ja ei muutu enam palju; Wilkin *et al.* 2009) varustatud Holohil LB-2N 0,35-0,42 g kaaluvate ja LB-2 0,47-0,52 g kaaluvate VHF raadiosaatjatega. Kahele pojale said saatjad liimitud saba külge, kuid et nii noortel poegade on sabasuled vähearenenud, siis kaotasid nad need kohe esimesel päeval (saatjad leiti pesakastist). Teistele poegadele liimiti raadiosaatjad seljasulgade külge. Kõik pojad said saatjad selga samal päeval. Järgnevalt peiliti iga päev kõiki eelmisel päeval elus olnud poegi, kuni saatjate signaali enam ei tuvastatud (maksimaalselt kuni 7 päeva). Kui signaal tuvastati ja see oli liikumises, siis loeti poeg elusolevaks. Kui signaal tuli ühest kindlast piirkonnast, siis otsiti saatja asukoht üles ja püüti poega visuaalselt leida. Kui

poega ei leitud ja signaal tuli vaid ühest kohast (nt puuõõnsusest või mättast), siis loeti poeg hukkunuks ja fikseeriti GPS-ga (*Global Positioning System*) signaali asukoht. Leidmisel fikseeriti elusolevate poegade asukohad samuti GPS-iga. Elusolevaid poegi jälgiti nii kaua, kuni saatjad lõpetasid töö ja nende signaali enam ei tabatud.

Nii vanalindude kui ka poegade radiomotooringuks kasutati 3-elementilist Yagi-tüüpi antenni (LINFLEX3, Biotrack) ja SIKA signaali vastuvõtjaid (SIKA Radio Tracking Receiver, Biotrack). Saatjate töösagedus jäi vahemikku 173,2 – 173,4 MHz ning tootja poolt lubatud maksimaalne töötamisraadius metsamaastikul oli kuni 300 m, avamaastikul kuni 800 m. Triangulatsioonil saadud asukohapunktid kanti kaardile, kasutades programmi MapInfo Professional 10.5.

2.4. Elupaigakasutuse analüüs

Elupaigakasutuse uurimiseks oli kahest põhilisest biotoobist (leht- ja okasmetsast) valimisse võetud võrdsel arvul emaslinde. Analüüsi jaoks arvutati välja igale linnule tema pesitsusaegse toitumisterritooriumi suurus. Lindude liikumiste puhul kasutatud fikseeritud trianguleerimispunktid sisestati arvutisse ning asimuutite alusel arvutati välja ning kanti programmi Mapinfo Professional 10.5 abil kaardile lindude asukohad konkreetsetel ajahetkedel. Sealhulgas ei võetud arvesse andmeid, mille kogumisel oli saatja signaal liiga nõrk, puudus asimuut või olid peilijad fikseerinud paralleelsed asimuudid. Kaasamata jäid ka andmed, mil vanalind leiti pesast surnuna. Punktide kaardile kandmisel võeti arvesse raadiosaatja maksimaalset signaali levikut metsamaastikul- kuni 300 m. Seda arvestades jäeti välja kõik asukohapunktid, mis ületasid selle levikukauguse pesakastist. Vanalindude kohta saadi minimaalselt 10 (üks isend suri kohe saatja saamisele järgnenud päeval) ning maksimaalselt 60 asukohapunkti.

Toitumisterritooriumi suuruse hindamiseks kasutati mitteparameetrilist MCP (*Minimal Convex Polygon*) ehk minimaalse kumera hulknurga ja Kerneli meetodit. Kuna nende meetodite kasutamisel saadud pindalad ei ole identsed, siis sõltub kasutatava meetodi valik uurimistöö eesmärgist ning territooriumi kujutamise täpsuse vajadusest. MCP meetod arvutab ala pindala, mis on piiritletud pesakastist kõige kaugemal olevate asukohapunktidega. Kernel seevastu annab statistilise hinnangu isendi viibimise

tõenäosusele antud alal, ehk arvutab asukohapunktide paiknemise alusel toitumisterritooriumi erinevate osade kasutamise sageduse (Worton 1989; Doucette 2010). Üldiselt sõltub elupaiga suuruse hindamise meetod paljuski peilitud asukohapunktide jaotusest mingil alal. Kui punktid on ühtlaselt jaotunud ning puudub nii-öelda keskne tihedam liikumisala, siis on MCP territooriumi hindamiseks täpsem. Kui aga punktid on ruumis jaotunud ebaühtlaselt, siis võivad mitteparameetrilised meetodid nagu Kernel, olla sobivamad (RIC 1998). Kerneli tihedusehinnangut peetakse kõigist meetoditest kõige täpsemaks, kuid see eeldab, et valimisse jääb 20 kuni 50 asukohapunkti (Worton 1989; Leonard *et al.* 2008).

Kuna käesolevas töös jäi asukohapunktide hulk vahemikku 10 kuni 60, kasutati korrektsete andmete saamiseks nii MCP kui Kerneli meetodeid, kasutades programmi Ranges 8 (Kenward 2009). Meetodite omavaheliseks võrdlemiseks võeti territooriumi suuruse hindamise aluseks nii 95% kui 50% (ala, kus isend veedab vastavalt 95% või 50% juhtudest; Kauhala & Tiilikainen 2002) MCP ja kernel. Tingituna asukohamäärangu vigadest või linna juhuslikest põigetest väljapoole kõige sagedamini kasutatavat ala, võib 100% kernel hinnata piirkonna suurst tihtri üle. Seetõttu kasutati kogu toitumisala suuruse määramiseks MCP meetodit. Leiti 100% territooriumi suurus nii 100, 200 kui 300 m raadiuses ümber pesakasti, võttes arvesse kõik asukohapunktid, mis jäid vastavatesse aladesse. Sealjuures jäeti sisse ka kuni 340 m raadiusesse jäävad punktid. Kerneli analüüsid viidi läbi LSCV ehk *least squares cross validation* meetodiga.

Nii isendi kodupiirkonna kui toitumisterritooriumi suuruste hindamine on tihti keeruline ning tulemused varieeruvad vastavalt hindamiseks kasutatud meetodile. Seetõttu võrreldi erinevate meetodite kasutamisel leitud territooriumite suuruseid korduvmõõtmiste dispersioonanalüüsiga (*repeated measures ANOVA*). Omavahel võrreldi vastavalt 95% kerneli (K95), 95% MCP (MCP95) ja 300 m raadiuses 100% MCP meetoditel arvutatud suuruseid ning 50% kerneli (K50), 50% MCP (MCP50) ja 100 m raadiuses 100% MCP meetoditel arvutatud suuruseid. 200 m 100% MCP jäeti võrdlustest välja, sest ei muuda tulemust oluliselt.

Võrreldi rasvatihase vanalindude pesitsusaegseid toitumisterritooriumite suuruseid sõltuvalt biotoobist ja linna vanusest. Selle jaoks kasutati kovariaatanalüüsi, kus kovariaatidena kaasati vanalinnu morfoloogilised parameetrid: kaal ning jooksmine ja tiiva

pikkus. Biotoopidena võeti arvesse üldistatuna leht- ja okasmetsa, kuhu kuulus vastavalt 9 ja 8 isendit. Vanusegrupp oli samuti 2: ühe- ja kaheaastased, kuhu kuulus vastavalt 13 ja 4 isendit.

Metsavärvuliste pesitsusaegsete toitumisterritooriumite suuruseid ei ole varasemates uuringutes välja toodud. Tulemuste hilisema võrdlemise eesmärgil arvutati seetõttu kuni 340 m raadiusesse jääva 100% MCP toitumispiirkonnas lindude keskmised kaugused pesast. T-testiga võrreldi ka kauguste erinevust sõltuvalt biotoobist.

Võrreldi ka rasvatihase vanalindude pesitsusaegsete toitumisterritooriumite kuju (väljavenitatud või ümar) eri biotoopide vahel. Kujud määrati 50% ja 95% kerneli territooriumite alusel, sest vastavaks mõõtmiseks on need lihtsamad ja täpsemad kui hulknurgad. Mõõdeti pesakastist kahe kõige kaugemale jääva samaväärtusjoone omavaheline kaugus (ehk territooriumi maksimaalne pikkus) ning kahe pesakastile kõige lähema samaväärtusjoone (ehk territooriumi maksimaalne laius) omavaheline kaugus. Nende põhjal arvutati territooriumi niinimetatud kuju indeks (ala pikkus jagatud ala laiusega) ning 50% ja 95% kernelite kujusid võrreldi leht- ja okasmetsabiotoopides t-testi abil.

Elupaigakasutuse analüüsis võeti aluseks CORINE 2006 baaskaart ning sealseid uurimisalale jäävaid maakattetüüpe käsitletakse antud töös kui elupaigatüüpe (Süld 2010). Mapinfo Professional 10.5 programmi abil ühendati uurimisalal maakattetüübid lihtsustamiseks ühe koondnimetuse alla kokku kuueks elupaigatüübiks. Edaspidi töös kasutatud koondnimetustena (tabel 1).

Tabel 1. CORINE 2006 maakattetüüpide koodid ja nimetused uurimisalal, koondnimetused lindude elupaigatüüpide kirjeldamise lihtsustamiseks ning elupaigatüüpide osakaal uurimisalal.

CORINE 2006 maakattetüübid	Koondnimetus	% Uurimisalal
112 – hõredalt hoonestatud alad	Linn	1,0
121 – tööstus- ja/või kaubandusterritrooriumid		
211 – niisutuseta haritav maa	Lage	27,2
231 – karjamaad		
242 – kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)		
243 – põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega		
4111 – kalda- ja rannaroostikud		
4112 – lagedad madal- ja siirdesood		
4121 – lagedad rabad puhmaste ja üksikute puudega		
4122 – turbavõtualad		
311 – heitlehelised lehtmetsad	Leht	5,6
312 – okasmetsad	Okas	33,8
313 – segametsad	Sega	19,6
3241 – üleminekuliseda metsaalad mineraalmaal	Hõre	12,8
3242 – üleminekulised metsaalad soodes		

Elupaigakasutuse analüüs viidi läbi programmiga Biotas 2.0 Alpha, kus võeti aluseks CORINE 2006 lihtsustatud koondnimetustega baaskaart ning eelnevalt väljaarvutatud lindude asukohapunktid ristkoordinaatsüsteemis. Arvutati välja 99% kernel (K99) puhvriga 500 m ümber kõikide lindude asukohapunktide. Seda selleks, et programmi töö lihtsuse mõttes jätta sisse suurem osa elupaigatüübist, kuid mis samas oleks linnule veel teoreetiliselt kättesaadav (Wilkin *et al.* 2009). Kogu rasvatihaste populatsiooni ühise elupaigakasutuse uurimiseks viidi läbi hii-ruut testil põhinev Neu (Neu *et al.* 1974) elupaigakasutuse analüüs. Kasutades linnu asukohapunktide jaotust eri elupaigatüüpides, võrreldi omavahel leitud asukohapunktide tiheduse juures oodatavaid ja saadud (tegelikke) tulemusi elupaigakasutuses.

2.5. Ellujäämise analüüs

Valimite väiksuse tõttu kasutati hii-ruut testi, et võrrelda ellu jäänud noorlindude arvu erinevuse sõltuvust leht- ja okasmetsa biotoobist. Okasmetsa valimis oli 4 isendit ning lehtmetsa omas 10.

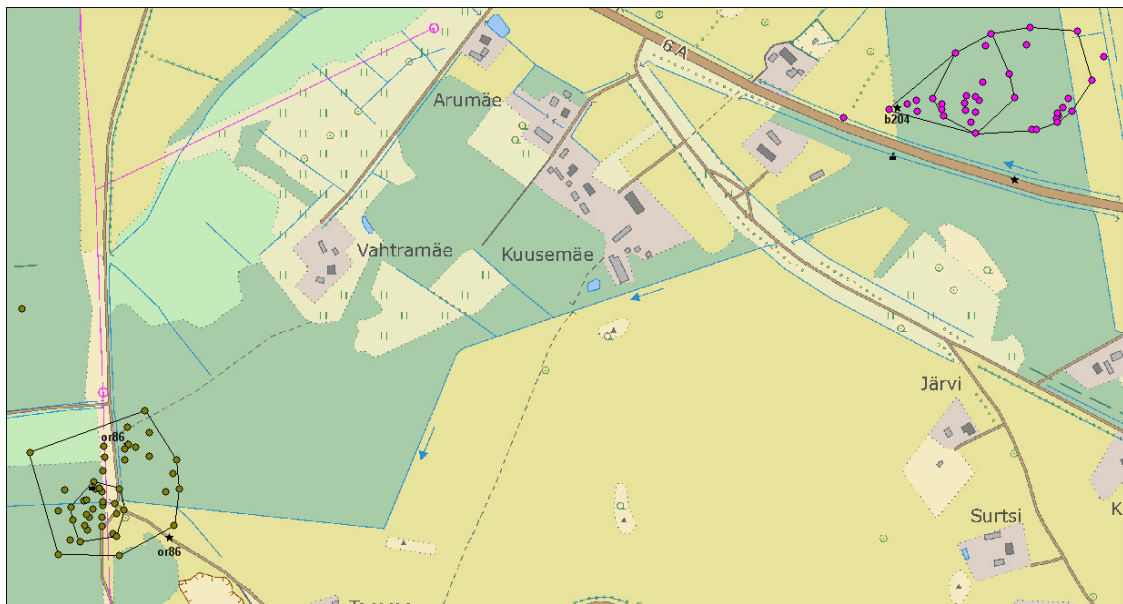
Mapinfo Professional 10.5 programmi kasutades kanti maa-ameti kaardile rasvatihaste poegade maksimaalsed lennuvõimestumisjärgsed levikukaugused pesast. Maksimaalseks kauguseks loeti kas punkti, kust poeg oli leitud surnuna või signaali puudumisel punkti, kust saadi viimane signaal. T-testi abil võrreldi lindude maksimaalseid levikukauguseid okas- ja lehtmetsa biotoopide vahel.

3. Tulemused

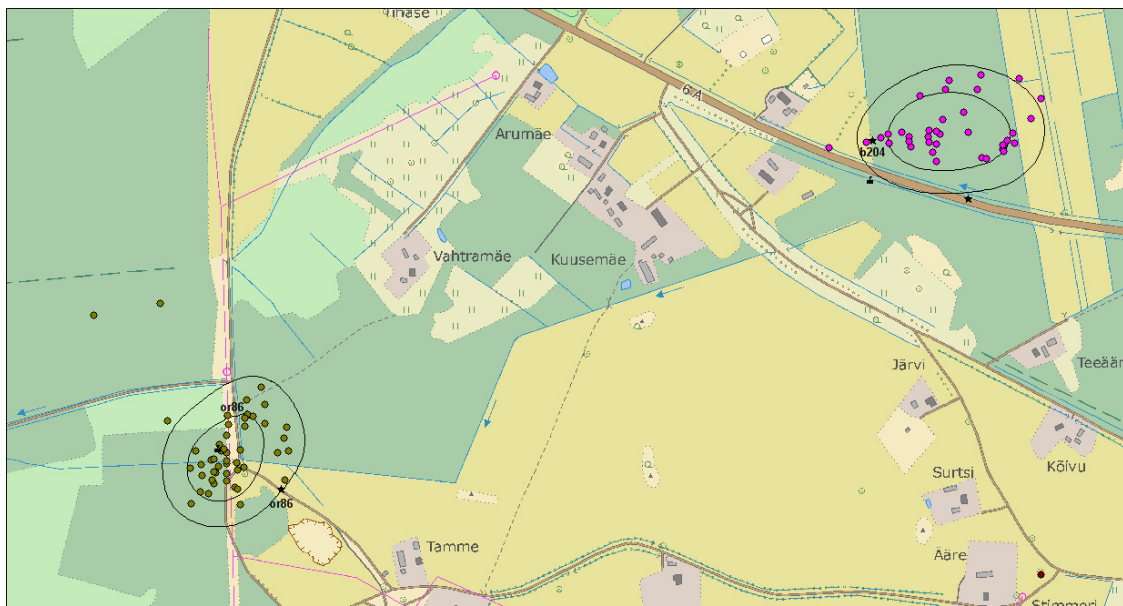
3.1. Pesitsusaegse toitumisterritooriumi suurus

Trianguleerimisel saadud ning MapInfo 10.5 programmis kaardile kantuna asukohapunkte oli 17 linnu kohta kokku 629. Ühe emaslinnu kohta oli teada vaid 10 asukohapunkti.

Uuritud isendite keskmiseks pesitsusaegse toitumisala suuruseks MCP95 puhul leiti $4,5\text{ha} \pm 3,1\text{SD}$. 50% MCP keskmine territooriumi suurus ehk põhiline tuumikala oli keskmiselt $0,54\text{ha} \pm 0,3\text{SD}$ (joonis 1). Kerneli 95% ja 50% juures olid piirkondade suurused vastavalt $6,24\text{ha} \pm 3,4\text{SD}$ ja $1,95\text{ha} \pm 1,1\text{SD}$ (joonis 2). 100, 200 ja kuni 340 m raadiuste juures arvatud 100% MCP piirkondade suurused olid vastavalt $1,05\text{ha} \pm 0,5\text{SD}$, $3,08\text{ha} \pm 1,4\text{SD}$ ja $6,0\text{ha} \pm 3,5\text{SD}$.

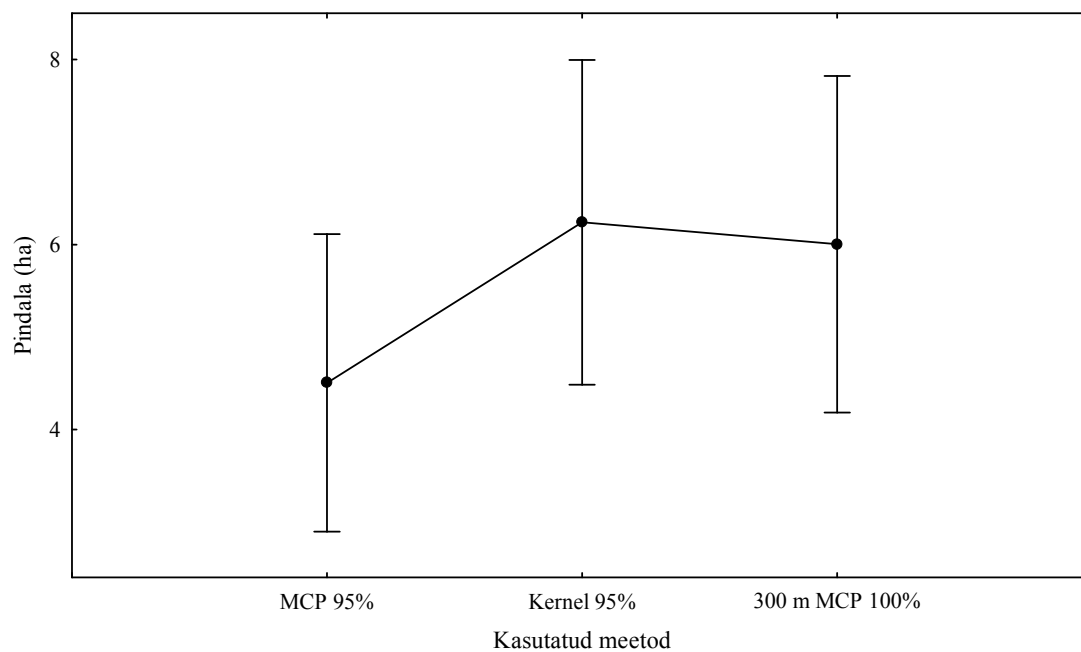


Joonis 1. Näide kahe erineva pesa emaslinnu liikumistest MCP95 ja MCP50 (tuumikala) toitumisterritooriumil. Erinevat värvi punktid tähtistavad erinevaid emaslinde.

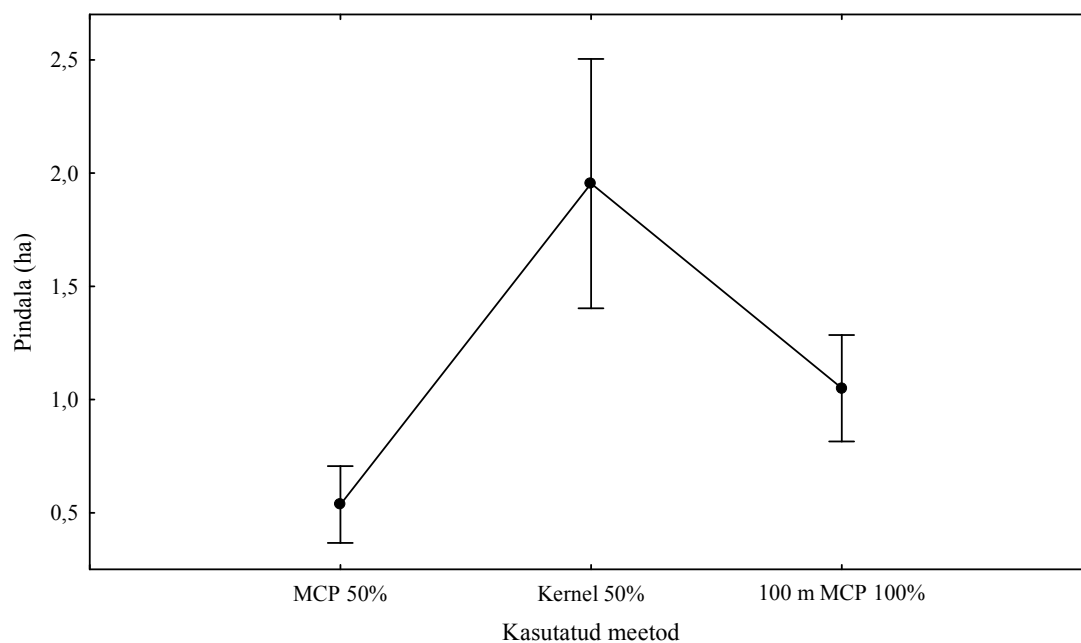


Joonis 2. Näide kahe erineva pesa emaslinnu liikumistest Kernel95 ja Kernel50 (tuumikala) toitumisterritooriumil.

Erinevate meetoditega arvatud toitumisterritooriumite suuruste võrdlemiseks kasutati korduvmõõtmistega ANOVA't. Leiti, et 95% MCP, 95% kerneli ja 300 m raadiuses 100% MCP meetodid erinevad üksteisest oluliselt ($F_{2,32}=11,0$; $p<0,001$; joonis 4). Samuti erinesid üksteisest 50% MCP, 50% kerneli ja 100 m raadiuses 100% MCP territooriumite hindamise meetodid ($F_{2,32}=23,3$; $p<0,001$; joonis 5). Seetõttu kasutati kõiki neid meetodeid territooriumi suuruse hindamisel.



Joonis 4. Rasvatihaste toitumisterritooriumi suuruse hindamiseks kasutatud 95% MCP, 95% kerneli ja 300 m raadiuses 100% MCP meetodite võrdlus pindalade alusel.

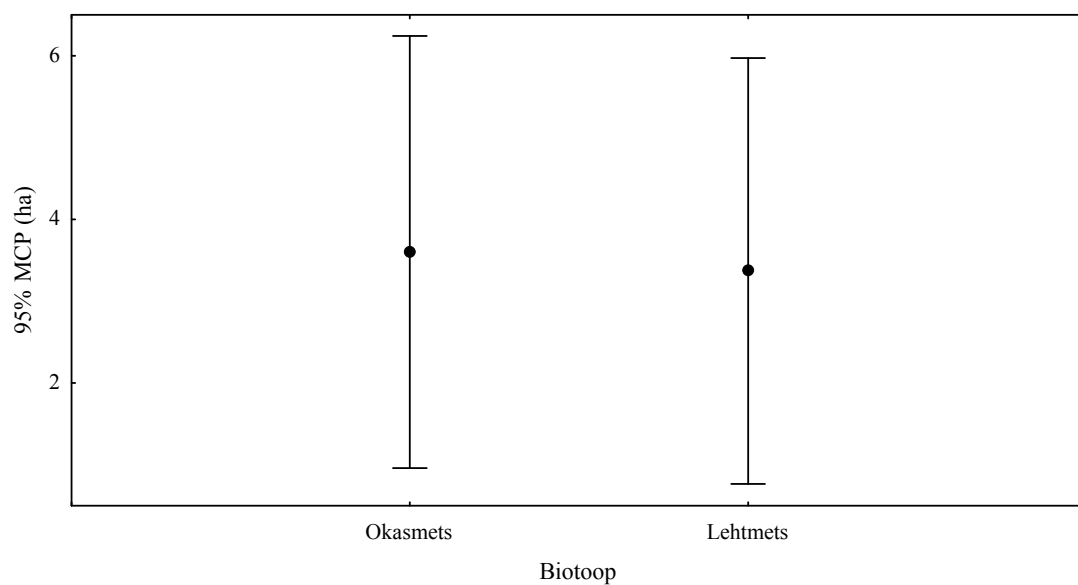


Joonis 5. Rasvatihaste toitumisterritooriumi suuruse hindamiseks kasutatud 50% MCP, 50% kerneli ja 100 m raadiuses 100% MCP meetodite võrdlus pindalade alusel.

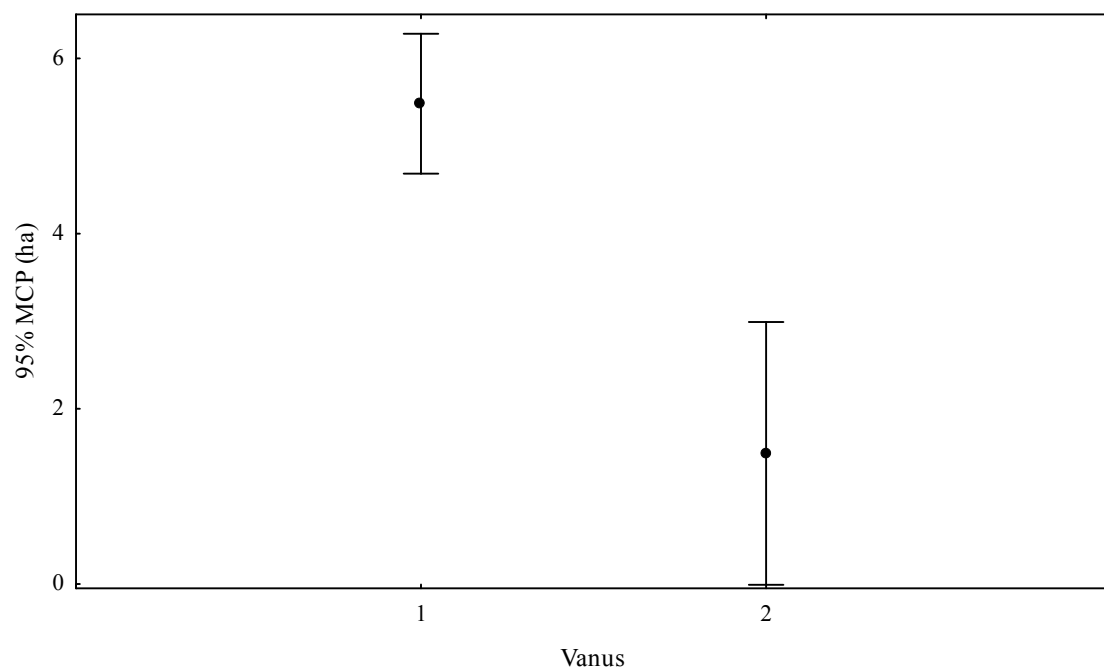
Leht- ja okasmetsa rasvatihaste toitumisterritooriumite suuruste võrdlemisel kovariaatanalüüsiga (kovariaatideks vanalinnu parameetrid), ei ilmnenud ühegi meetodi puhul erinevust territooriumite suuruste vahel (tabel 2, joonis 6). Kõikide kasutatud territooriumi suuruse hindamise meetodite puhul jäi p-väärtus biotoopide vahel vahemikku 0,2-1,0. Ilmnes olulisi seoseid linnu vanuse ja pindala vahel (üheaastaste emaslindude pesitsusaegne toitumisterritoorium oli oluliselt suurem), samas oli oluline kovariaadina kaasatud kaalu mõju (tabel 2). Näiteks leiti 1.aastaste lindude 95% MCP olevat 2.aastaste omast suurem ($F_{1,10}=5,2$; $p=0,046$; joonis 7). Olulised erinevused vanuse ja toitumisterritooriumi suuruse vahel ilmnesid veel MCP 200 ja 300 m raadiusega piirkondade 100% kasutuse juures. MCP50, K95, K50 ning MCP100 100 m raadiuses territooriumid ei erinenud statistiliselt oluliselt ühe- ja kaheaastaste lindude vahel, kuid seejuures oli kõigi meetodite puhul seos siiski samasuunaline.

Tabel 2. Kovariaatanalüüsiga rasvatihaste toitumisterritooriumite suuruste sõltuvus biotoobist ja vanusest. Kovariaatidena kaasatud vanalinnu parameetrid: kaal, jooksmine ja tiiva pikkus. Rasvaselt märgitud statistiliselt olulised seosed.

		95% MCP			50% MCP			95% Kernel			50% Kernel			100% MCP 100m			100% MCP 200m			100% MCP 300m		
		<i>df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>		<i>F</i>	<i>p</i>	
Jookse	1	3,36	0,10		0,19	0,20		1,38	0,27		2,30	0,16		3,09	0,11		11,70	0,007		4,46	0,06	
Tiib	1	1,23	0,29		2,36	0,16		1,07	0,32		0,87	0,37		5,55	0,040		0,05	0,82		0,02	0,88	
Kaal	1	5,25	0,045		1,65	0,23		2,61	0,14		2,39	0,15		1,66	0,23		7,56	0,020		8,26	0,017	
Biotoop	1	0,02	0,89		0,003	0,95		>0,001	1,00		0,05	0,83		0,04	0,85		1,73	0,22		0,01	0,92	
Vanus	1	5,20	0,046		2,66	0,13		2,12	0,18		3,15	0,11		0,03	0,86		10,21	0,010		10,31	0,009	
Biotoop*	1	0,39	0,55		>0,001	0,99		1,10	0,32		0,70	0,42		1,87	0,20		0,50	0,50		0,003	0,96	
Vanus																						
Viga	10																					



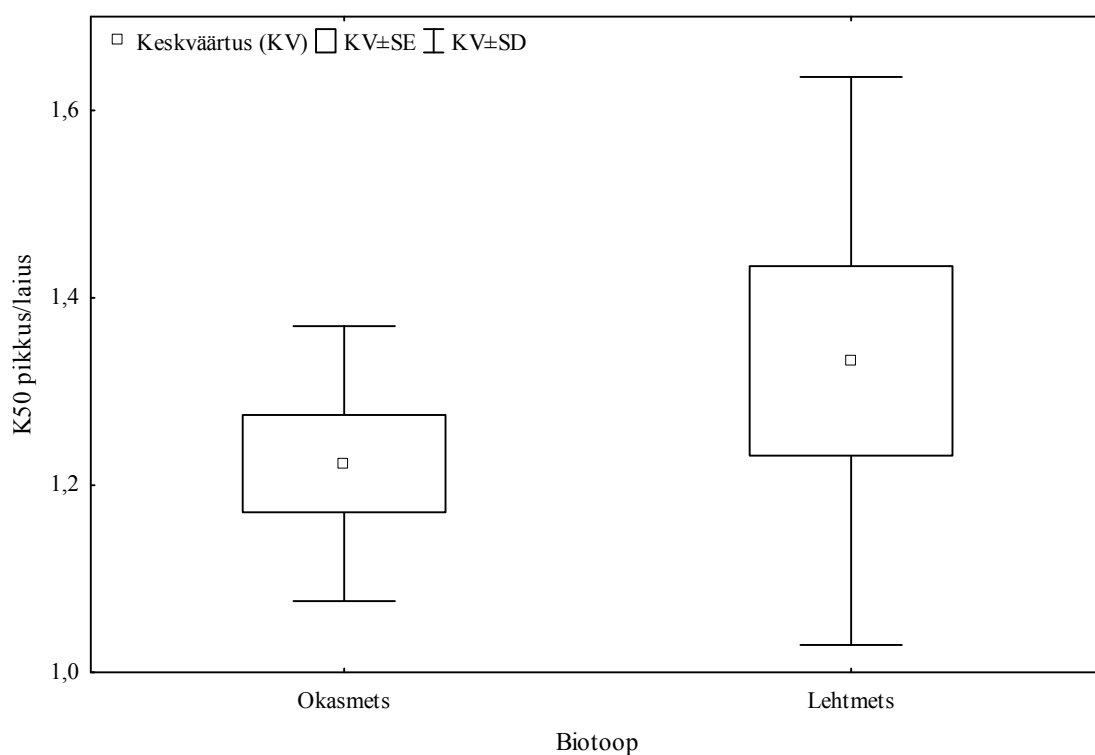
Joonis 6. MCP 95% toitumisterritooriumi suuruse sõltuvus biotoobist. Vurrud tähistavad 95% usalduspiire.



Joonis 7. MCP95 toitumisterritooriumi suuruse erinevus ühe- ja kaheaastastel lindudel. Vurrud tähistavad standardviga.

Rasvatihaste pesitsusaegsel 100% MCP toitumisterritooriumil leitud lindude keskmised kaugused pesast jäid vahemikku 47,5-175,1 m ning kogu populatsioonis leiti keskmiseks toitumiskauguseks $95,1 \pm 33,7SD$ pesast. Keskmised toitumiskaugused ei erinenud leht- ja okasmetsa biotoopides oluliselt (T-test: $t=0,34$; $df=15$; $p=0,74$).

95% kerneli (K95) toitumispiirkonna kuju ei erinenud okas- ega lehtmetsa biotoobis oluliselt (T-test: $t=0,25$; $df=15$; $p=0,81$). Samuti ei erinenud 50% kerneli (K50) kuju kahes erinevas biotoobis oluliselt (T-test: $t=0,93$; $df=15$; $p=0,37$), kuid osutas lehtmetsas territooriumi kuju suuremale väljavenitatussele (joonis 8).



Joonis 8. 50% kerneli toitumispiirkonna kuju sõltuvus okas- ja lehtmetsa biotoobist.

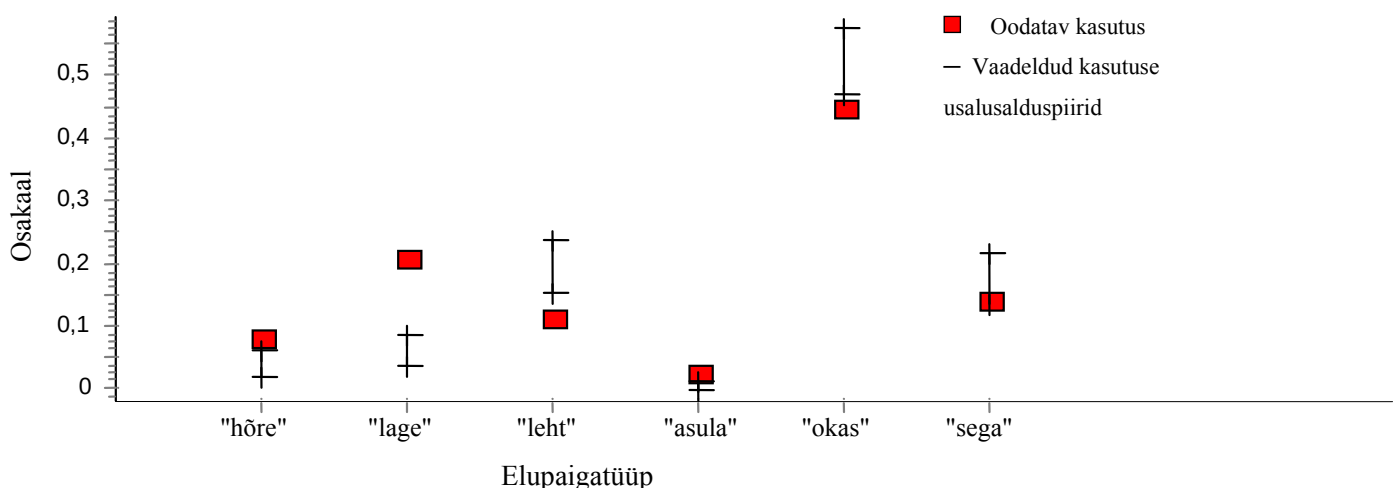
3.2. Elupaigakasutus

Kogu uurimisalal (50 km^2) ning ka 99% kerneli (K99) territooriumitel olid valdavaks oksametsad (vastavalt 33,8% ja 44,5%) ja lagendikud (vastavalt 27,2% ja 20,5%). Kogu asukohapunktide (629) jaotus K99 piirkonnas oli kõige suurem aga okas- (52,3%) ja lehtmetsades (19,6%). Asulas (0,5%) kõige väiksem (tabel 3). Elupaigakasutuses leiti Neumeetodit rakendades oluline erinevus kuue põhilise elupaigatüübi („hõre“, „lage“, „leht“,

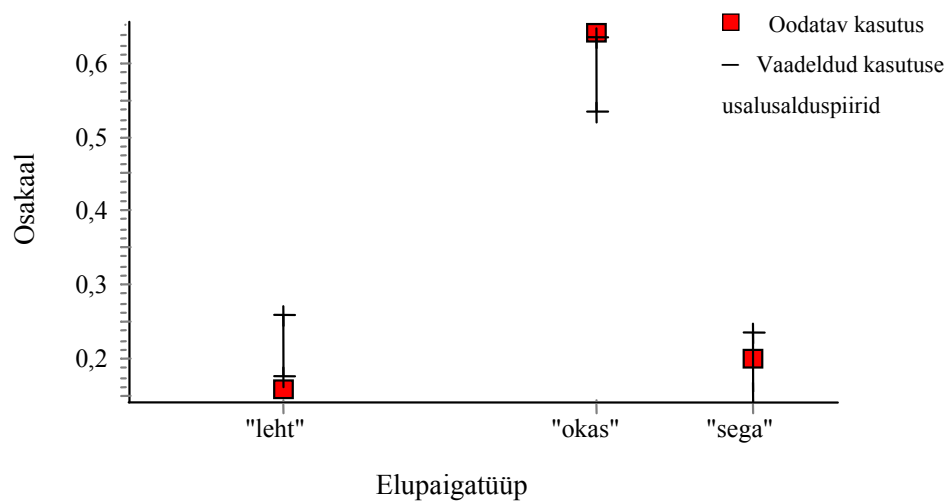
„asula“, „okas“ ja „sega“) kasutustes ($\chi^2=11,07$; $df=5$; $p<0,001$). Vastupidiselt juhuslikule jaotusele, olid vastavalt elupaigatüüpide osakaaludele kõige enam kasutatavad leht-, okas- ja segametsad, lagedate alade kasutamine oli eeldatust kõige madalam (joonis 9). Jättes analüüsi vaid 3 enimkasutatavat elupaigatüüpi, kasutati lehtmetsa oluliselt sagedamini, kui seda oleks eeldatud elupaikade jaotuse põhjal. Samas kasutati vastavalt okasmetsa elupaigatüüpi eeldatust vähem (joonis 10).

Tabel 3. Elupaigatüüpide osakaal kogu uurimisalal (50 km²), rasvatihaste toitumisterritooriumil (K99) ning linna asukohapunktide (629) jaotus territooriumi (K99) elupaigatüüpides.

Elupaigatüüp	% Uurimisalal	% Kodupiirkonnas	% Asukohapunkte elupaikades
Hõre	12,8	7,8	3,9
Lage	27,2	20,5	6,2
Leht	5,6	11,0	19,6
Asula	1,0	2,3	0,5
Okas	33,8	44,5	52,3
Sega	19,6	13,9	17,5



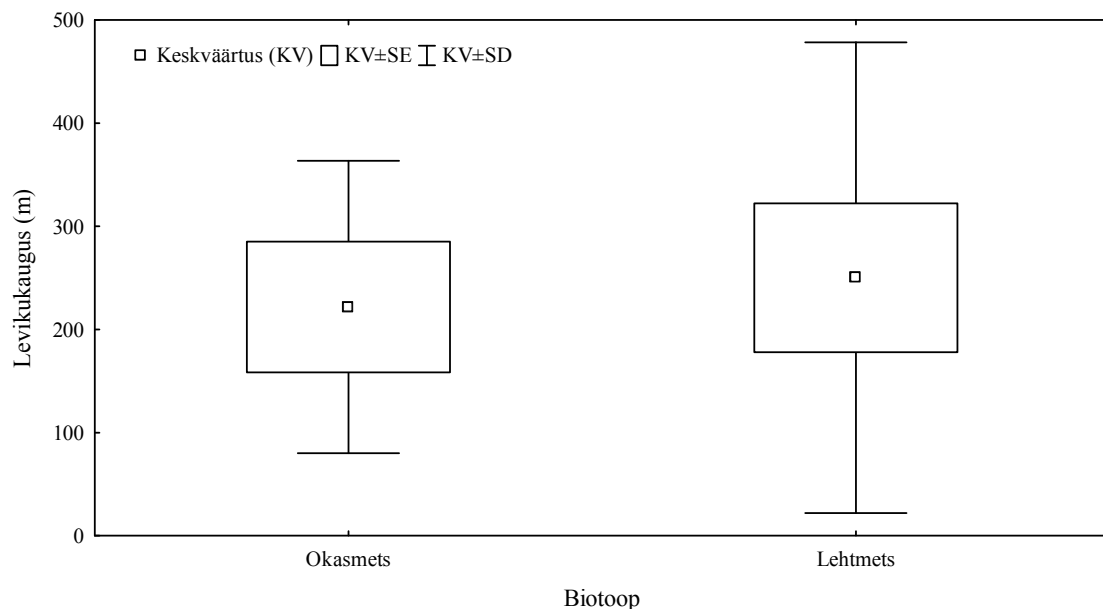
Joonis 9. Kõikide elupaigatüüpide oodatavad ja vaadeldud tegelikud kasutused.



Joonis 10: Enimkasutatavate elupaigatüüpide oodatavad ja vaadeldud tegelikud kasutused.

3.3. Ellujäämus

18 lennuvõimestunud pojast oli 7. päevaks elus 3 (neist 2 leht- ja üks okasmetsas) ning poegade ellujäämus ei erinenud elupaikade vahel ($\chi^2=1,79$; $df=1$; $p=0,94$). Ka okas- ja lehtmetsa poegade maksimaalsed levikukaugused pesast ei erinenud oluliselt (T-test: $t=0,25$; $df=13$; $p=0,81$; joonis 11).



Joonis 11. Rasvatihaaste lennuvõimestunud poegade maksimaalsed levikukaugused pesast leht- ja okasmetsas.

4. Arutelu

4.1. Vanalindude elupaigakasutus ja pesitsusaegne toitumisterritoorium

Kilingi-Nõmme uurimisalal jälgitud rasvatihaste populatsiooni keskmine pesitsusaegse toitumisterritooriumi suurus Kerneli ja MCP meetoditega hinnatuna jäi vahemikku 4,5-6,24ha $\pm$ 3,1-3,4SD. Metsavärvuliste kohta pesitsusaegsete toitumisterritooriumi suuruste hinnangud raadiotelemeetria abil aga praktiliselt puuduvad, mistõttu ei ole võimalik tulemusi võrrelda varasemate uuringute tulemustega. Rohkem on uuritud lennuvõimestunud poegade liikumisalade suuruseid (Sánchez 2007; Naef-Daenzer & Gruebler 2008). Metsavärvulise toitumisterritooriumi suurus võimaldab aga täpsemalt määratleda tema elupaigakasutust ning võib olla vajalik teadmine näiteks metsade majandamisel.

Rohkem on uuritud lindude pesitsusaegseid maksimaalseid liikumiskauguseid pesast, et tuvastada näiteks toiduressursside varieeruvusest tingitud võimalikud lühema- ja pikemadistantsilised liikumised. Antud töös leiti rasvatihaste pesitsusaegsel toitumisterritooriumil linnu keskmiseks kauguseks pesast 95,1m $\pm$ 33,7SD. Leht- ja okasmetsa biotoopide vahel keskmised kaugused ei erinenud. Seevastu Tremblay *et al.* (2005) uurisid sinatihaste (*Parus caeruleus*) pesitsusperioodil lindude liikumiskauguste erinevusi kahes erineva toiduressursi kättesaadavusega elupaigas. Tulemustena leiti, et ressursside jaotus võib toitumisterritooriumit lausa kahekordselt suurendada, kui toidu kättesaadavus on kehvem. Käesolevas töös eeldati, et võrreldes okasmetsadega, on lehtmetsades sealsete rikkalikumate toiduressursside (Lemel 1989) tõttu ka väiksemad toitumisterritooriumid. Nii on pakkunud ka Mänd *et al.* (2005). Tulemustena aga ei leitud olulist erinevust toitumisterritooriumite suuruses biotoopide vahel. Leitud liikumiskauguste ja toitumisterritooriumite suuruste mitteerinevused biotoopide vahel võivad olla tingitud sellest, et ühe biotoobi alla loeti kuuluvad lindu, kelle pesakast vastaval alal paiknes, olenemata tema liikumistest mujale. Siinkohal võib tegu olla ka CORINE 2006 baaskaardi ebatäpse eraldusvõimega, mis ei pruugi biotoope üksteisest nii hästi eraldada kui nad looduses on. Samas võivad mitteerinevused tuleneda biotoopide nii-öelda vastastikusest "tasakaalustamisest". Okasmetsades on toiduressursside hulk küll väiksem, kuid Kilgas *et al.* (2007) on näidanud, et lehtmetsas on lindude seisund kehvem kui okasmetsas. Käesolevas töös leiti, et olenemata okasmetsade suurest osakaalust nii kogu uurimisalal kui

ka vaid toitumisterritooriumil, eelistasid rasvatihased võimalusel siiski lehtmetsi. Nii on näidanud ka mõned varasemad uurimused (Mänd *et al.* 2005; Wilkin *et al.* 2009). Lindude kehvem seisund lehtmetsas võib tuleneda sellest, et eelistatud elupaigana ei jagu seal kõikidele enam toiduressursse. Lehtmetsadesse paigutatud pesakastid tekitavad seal küll rohkem võimalusi pesitsemiseks, kuid see võib tingida sealse suurema asustustiheduse, mis viib omakorda konkurentsi suurenemisele. Nii võib see lindudele tekitada nii-öelda ökolõksu, kuna lehtmetsade killustumine piirab lindude levikut ja seetõttu suurendab nende suremust (Mänd *et al.* 2005). Elupaikade fragmenteerumist on peetud üheks bioloogilisele mitmekesisusele kõige enam survet avaldavaks teguriks. Liigid võivad fragmenteerumisele vastata geneetiliste või füsioloogiliste adaptatsioonide kaudu või kohandades oma liikumismustrid ümber kriitiliste ressursside jaotuse järgi (Opdam & Wascher 2004).

Üldiselt, teades rasvatihaste elupaigaeelistust, biotoopide jaotust uurimisalal ning umbkaudset toitumisala suurust, saaks uurimusse kaasata võrdsel pindalal leht- ja okasmetsi. Teoorias võiks olemasolevaid andmeid kasutades leida biotoopide vahel toitumisterritooriumite suurustes erinevuse, sealhulgas lehtmetsa eelistatuse juures ka sealse võimaliku suurema piirkonna kasutuse kui okasmetsas. See võiks olla seletatav, sest asustustiheduse suurenedes ja seega ressursside intensiivsema ekspluateerimise korral liiguvad linnud pesakohast järjest kaugemale või sootuks teistesse elupaikadesse. Nii võivad mõned linnud suuta oma toitumisterritooriumit laiendada rohkem okasmetsa. Samas on kõige pikema ajanihkega ning kõige enam ressursijaotuste nihetest mõjutatud paigsed linnuliigid (Vangestel *et al.* 2010). Seega võib elupaiga eelistuse kohandamine võtta rasvatihase kui paikse liigi jaoks kauem aega.

Elupaigakasutuse analüüsis leiti veel, et rasvatihased kasutasid lagedat elupaika oluliselt vähem, kui seda oleks eeldanud lagendike esinemissagedus. See on ka loogiline, sest ilmselt puuduvad lagedatel aladel toitumis-, varje ja sigimispaidad (Doucette 2010).

Toitumisterritooriumi kuju ja suurus on paljuski sõltuvad elupaiga kasutusest. Näiteks on leitud, et lehtmetsades on rasvatihaste territooriumi kvaliteet ja kuju osaliselt mõjutatud ka tammede (*Quercus robur*) osakaalust, sest need on röövikutele eelistatamad. Tammede rohkuse tõttu on ka röövikuid rohkem ning see võib omakorda mõjutada lindude elupaigakasutust ja territooriumi kuju (Wilkin *et al.* 2009). Antud töös ei leitud territooriumite kuju erinevust biotoopide vahel, kuigi Mänd *et al.* (2005) arvasid, et lehtmetsade fragmenteerumise tõttu võiksid sealsed territooriumid olla väljavenitatuma

kujuga ning okasmetsas vastavalt ümaramad. Ka Leonard *et al.* (2008) ei leidnud seoseid maastiku heterogeensuse ja territooriumi kuju vahel. Toitumisterritooriumite kujude uurimine ei ole nii laialdaselt levinud, mistõttu ei saa kindlalt öelda, kas sellel võiks ka reaalsuses olla fragmenteerunud elupaikadega seos.

Uurides paralleelselt ka linnu vanuse seost tema toitumisala suurusega, leiti olulisi seoseid linnu vanuse ja toitumisterritooriumi pindala vahel – üheaastaste emaslindude toitumisala oli oluliselt suurem. Tulemused ei olnud kõikide analüüsitud territooriumi hindamismeetodite puhul statistiliselt olulised, kuid kõigil puhkudel kaldusid üheaastaste lindude territooriumid olema suuremad. See on seletatav sellega, et kogenud lindudel (vähemalt kaheaastased ja võib-olla ka vanemad) võib olla infot eelnevatest pesitsustest soodsate toitumispriirkondade kohta, mis võimaldab ala suurust paremini optimiseerida (potentsiaalselt lühemad toiduotsimisretked). Üheaastastel lindudel ehk esmaspesitsejatel seda infot aga pole ja on võimalik, et just seetõttu liigutakse rohkem „juhuslikult“ pesa ümbruses ringi ja seepärast on ka toitumisterritoorium vastavalt suurem. Seda kinnitab ka Overveld *et al.* (2011) uurimus, kus leiti, et kogenematud emaslinnud hõivasid suuremaid territooriume ning sooritasid distantsilt pikemaid toiduotsinguid. Need leiud kattuvad viimasel ajal tehtud käitumisuuringute ja lindude iseloomu-uuringutega, näidates, et proaktiivsetel isenditel (uurivad, julged ja agressiivsed) on aktiivsed toitumisstrateegiad neis kohtades, mille kohta oli emasel eelnev teadmine juba olemas. Samas oli isiksuseomaduste mõju täheldatav vaid kogenematute emaslindude seas ning see sobib teooriaga, et kindlad isiksuseomadused avalduvad vaid siis, kui indiviid seisab silmitsi uudsete olukordadega. Noorlinnud võivad suuresti erineda eri elustaadiumites keskkonnast kogutud info poolest (Templeton *et al.* 2010; Van Overveld *et al.* 2011). Kõikide leitud toitumisterritooriumite suuruste ja lindude vanuste vahel ei leitud olulist seost ilmselt ebavõrdsete valimite tõttu: vähemalt kaheaastaste lindude valimisse kuulus vaid 4 isendit, samas kui üheaastaseid oli 13. Antud tulemuste põhjal võiks eeldada, et võrdsete valimite korral saadakse kõikide meetoditega hinnatud toitumisalade suuruste seos linnu vanusega oluliseks. Samuti tuleks edasistes elupaigakasutuse uuringutes kindlasti pöörata tähelepanu lindude isiksuseomadustele.

4.1. Ellujäämus

Lennuvõimestunud poegade ellujäämuses ei leitud biotoopide vahel erinevust. Tegelikult võib see erinevus esineda, sest töös kasutatud valim oli suhteliselt tagasihoidlik. Seniste tööde põhjal võiks eeldada, et ilmselt on traditsioonilised tihaste kiskjad orienteeritud pigem lehtmetsas pesitsevatele lindudele, sest see on rasvatihaste eelistatud elupaik (Mänd *et al.* 2005). Näiteks Naef-Daenzer *et al.* (2001) leidsid, et suurim rasvatihaste lennudevõimestumise järgse hukkamise põhjus oli kisklus. Esimesed 5 päeva pärast pesast lahkumist on poegade jaoks kõige kõrgema suremusega periood. Tõenäoliselt ei olnud halvemas seisundis olevad tihasepojad võimelised kisklust vältima ja põgenema ohtlikest olukordadest või olid pojad kiskjatele paremini märgatavad seetõttu, et nad liikusid ringi väiksematel territooriumitel ja veetsid suhteliselt palju aega ühes kindlas piirkonnas (Naef-Daenzer & Gruebler 2008).

Samas on leitud, et rasvatihaste lennudevõimestunud poegade ellujäämus on sõltuv nende enda konditsioonist ja neid ümbritsevast biotoobist (Sande *et al.* 2009). Naef-Daenzer & Gruebler (2008) leidsid, et rasvatihase poegade keskmine mass mõjutab lennudevõimestumise järgse kodupiirkonna suurust: 19 g poegadega pesakonna kodupiirkond oli umbes 2x suurem kui 15 g poegadega pesakonnal. See aga tähendaks, et heades tingimustes üleskasvanud pesakonnad kasutasid tunduvalt suuremaid alasid nii päevasteks rutiinideks (tuumikala) kui ka elupaiga avastamiseks (kogu kodupiirkond), kui need, kelle pojad olid halvemas seisundis. Alatoidetud pesakondadest pärit pojad liikusid aeglasemalt ja väiksemal alal, kui raskematest pesakondadest pärit pojad.

Paljudes uuringutes on olnud võrdlemisi väikesed valimid ning uuringud kestnud vaid ühe hooaja. See limiteerib ellujäämushinnangute kasulikkust (Griffiths *et al.* 2010). Seega võib arvata, et liiga väikese valimi ja lühikese jälgimisperioodi tõttu ei leitud biotoobi ja ellujäämise vahel olulist seost.

Kokkuvõte

Telemeetria kasutamine võimaldab uurida linde erinevatest aspektidest. Vähem on telemeetria abil uuritud väikeste värvuliste lokaalseid liikumisi ja ellujäämust. Väga vähe on teada metsalindude territooriumite suurusest ja elupaigakasutusest, sest enamus selliseid uurimusi käsitleb noorlindude lennuvõimestumisjärgseid liikumisi. Rohkemad teadmised metsavärvuliste toitumisterritooriumi suurusest ja kasutusest leht- ja okasmetsa biotoobis võimaldavad vajadusel rakendada looduskaitselisi meetmeid.

Antud töö eesmärgiks oli teha kindlaks väikese metsavärvulise pesitsusaegse toitumisterritooriumi suurus ja selle sõltuvus biotoobist, kasutades mudelliigina laialt levinud rasvatihast. Eeldati, et elupaigana eelistatakse lehtmetsa selle paremate toiduressursside tõttu okasmetsadele. Samuti eeldati, et lehtmetsades on ka kiskjate suurema osakaalu tõttu lennuvõimestunud poegade ellujäämus väiksem kui okasmetsades.

Selleks viidi 2009. aastal Kilingi-Nõmme uurimisalal läbi rasvatihase raadiotelemeetriiline uuring. Selle raames jälgiti 17 vanalindu ja 18 lennuvõimestunud poega, kes olid varustatud VHF kergekaaluliste raadiosaatjatega. Emaslindude poolt kasutatud pesitsusaegse toitumisterritooriumi suuruse arvutusteks kasutati MCP ja fikseeritud kerneli meetodeid 50% ja 95% maa-ala kasutuse korral. Elupaigakasutuse määramiseks viidi analüüs läbi hii-ruut testil põhineva Neu meetodiga. Ellujäämust mõõdeti hii-ruut testi abil. Uuritud rasvatihaste keskmine pesitsusaegne toitumisterritooriumi suurus jäi vahemikku 4,5-6,24ha±3,4SD. Territooriumite suurused okas- ja lehtmetsa biotoopide vahel oluliselt ei erinenud. Samas erinesid mõned territooriumite suurused üheaastastel ja vähemalt kaheaastastel lindudel, olles üheaastastel lindudel suuremad. Toitumisterritooriumina eelistasid rasvatihased lehtmetsi, olenemata okasmetsade suuremast osakaalust. Lennuvõimestunud poegade ellujäämus leht- ja okasmetsa biotoopide vahel ei erinenud, kuid see võib olla tingitud liiga väikesest valimist.

Metsavärvuliste pesitusaegsete toitumisterritooriumite suuruseid ei ole varem raadiotelemeetria abil väga uuritud, kuid see annab täpsemat informatsiooni liigi elupaigavajaduste kohta. Alade suuruste mitteerinevus biotoopide vahel võib olla tingitud lehtmetsa kui eelistatud biotoobi samaaegsest käitumisest ökolöksuna. Kaheaastaste lindude väiksem territoorium võib olla tingitud kogenumate lindude teadmistest paremate toitumispaikade kohta, mistõttu on nende liikumised lühimaalisemad.

Summary

Habitat use and post-fledging survival in great tits (*Parus major*): a radio-telemetry study

The use of radio-telemetry enables us to study birds at different aspects. Telemetry is less used to study the local movements and survival of small passerines. Very little is known about the territory sizes of forest passerines and their habitat use, because most bird studies of this area concentrate on studying post-fledging movements. More information about a foraging territory size and its use in deciduous and coniferous forests enables us to use conservational measures when necessary.

The aim of this study was to determine the foraging range during a rearing period of a small forest passerine and its foraging range's relation to biotope, using widely spread great tit as the model species. Deciduous forests were thought to be more preferred by birds than coniferous forests because of their better food resources. It was also thought that because of higher predation rate in deciduous forests, post-fledging survival is higher in coniferous forests. Therefore a radio- telemetric survey of great tits was conducted in 2009 at Kilingi-Nõmme research area. 17 adult female adults and 18 fledgings were equipped with VHF lightweighted radio transmitters. The foraging area used by adults was calculated using MCP and fixed kernel methods for 50% and 95% use of territory. An analyses was conducted by Neu method, that is based on chi-square test in order to determine habitat use. Survival rates were measured by chi-square test.

Average foraging range during nesting period of great tits was found to between 4,5-6,24ha $\pm$ 3,4SD. The sizes of territories did not differ significantly between two biotopes of deciduous and coniferous forests. Nevertheless the sizes of territories were found to differ between one and two (or older) year old birds, being larger for one-year old birds. Deciduous forests were more preferred as foraging territories by great tits, regardless of higher proportion of coniferous forests. The survival of post-fledging birds did not differ between two biotopes, but this may be due to too small sample sizes.

The foraging ranges during a rearing period of forest passerines have not been widely studied by radio telemetry, but it gives more accurate information of species' habitat needs. The non-difference of territories between biotopes could be due to deciduous forest acting as an ecological trap. The smaller territory of two-year old birds may be due to more experienced birds' better knowledge of good foraging places, therefore their movement ranges are smaller.

Tänuavaldused

Kõige suuremad tänud võlgnen Marko Mägile ja Jaanus Remmile, kes leidsid alati oma tihedas töögraafikus aja, et aidata nõu, jõu ja analüüsidega. Tänan ka Priit Kilgast, et ta mind nii huvitava teema juurde on suunanud ning töö valmimisele eemalt kaasa aidanud. Aitäh ka kõigile töörühma liikmetele, perekonnale ja sõpradele.

Kasutatud kirjandus

Adams, J., & S. Flora. 2010. Correlating seabird movements with ocean winds: Linking satellite telemetry with ocean scatterometry. *Marine Biology* 157:915-929.

Adams, L. 1965. Progress in Ecological Biotelemetry. *BioScience* 15:83-86.

Bagliacca, M., F. Falcini, S. Porrini, F. Zalli, & B. Fronte. 2008. Pheasant (*Phasianus colchicus*) hens of different origin. Dispersion and habitat use after release. *Italian Journal of Animal Science* 7:321-333.

Bendel, P. R., & G. D. Therres. 1993. Differential mortality of barn owls during fledging from marsh and offshore nest sites. *Journal of Field Ornithology* 64:326-330.

Brandt, M. J., & W. Cresswell. 2008. Breeding behaviour, home range and habitat selection in Rock Firefinches *Lagonosticta sanguinodorsalis* in the wet and dry season in central Nigeria. *Ibis* 150:495-507.

Burt, W. H. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.

Cadahia, L., P. LÃ³pez-LÃ³pez, V. Urios, & J. J. Negro. 2010. Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research* 56:923-930.

Carpenter, F. L. 1987. The Study of Territoriality: Complexities and Future Directions. *American Zoologist* 27:401-409.

Cooke, S. J. 2008. Biotelemetry and biologging in endangered species research and animal conservation: Relevance to regional, national, and IUCN Red List threat assessments. *Endangered Species Research* 4:165-185.

Doucette, L. I. 2010. Home range and territoriality of Australian owlet-nightjars *Aegotheles cristatus* in diverse habitats. *Journal of Ornithology* 151:673-685.

Gauthier-Clerc, M., & Y. Le Maho. 2001. Beyond bird marking with rings. *Ardea* 89:221-230.

Griffiths, R., C. Murn, & R. Clubb. 2010. Survivorship of rehabilitated juvenile Tawny Owls (*Strix aluco*) released without support food, a radio tracking study. *Avian Biology Research* 3:1-6.

Groombridge, J. J., J. G. Massey, J. C. Bruch, T. Malcolm, C. N. Brosius, M. M. Okada, B. Sparklin, J. S. Fretz, & E. A. VanderWerf. 2004. An attempt to recover the Po'ouli by translocation and an appraisal of recovery strategy for bird species of extreme rarity. *Biological Conservation* 118:365-375.

Guilford, T., S. Åkesson, A. Gagliardo, R. A. Holland, H. Mouritsen, R. Muheim, R. Wiltschko, W. Wiltschko, & V. P. Bingman. 2011. Migratory navigation in birds: New opportunities in an era of fast-developing tracking technology. *Journal of Experimental Biology* 214:3705-3712.

Hamer, K. C., R. A. Phillips, S. Wanless, M. P. Harris, & A. G. Wood. 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets *Morus bassanus* in the North Sea: Evidence from satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 200:257-264.

Hansbauer, M. M., I. Storch, R. G. Pimentel, & J. P. Metzger. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 24:291-299.

Harestad, A. S., & F. L. Bunnell. 1979. Home range and body-weight- reevaluation. *Ecology* 60:389-402.

Harvey, P. H., & G. M. Mace. 1983. Animal behaviour: Foraging models and territory size. *Nature* 305:14-15.

Heisey, D. M., & T. K. Fuller. 1985. Evaluation of Survival and Cause-Specific Mortality Rates Using Telemetry Data. *The Journal of Wildlife Management* 49:668-674.

Inger, R., & S. Bearhop. 2008. Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis* 150:447-461.

Kenow, K. P., M. W. Meyer, D. C. Evers, D. C. Douglas, & J. Hines. 2002. Use of satellite telemetry to identify common loon migration routes, staging areas and wintering range. *Waterbirds* 25:449-458.

Kilgas, P., V. Tilgar, M. Mõgi, & R. Mõnd. 2007. Physiological condition of incubating and brood rearing female Great Tits *Parus major* in two contrasting habitats. *Acta Ornithologica* 42:129-136.

King, D. I., R. M. Degraaf, M. L. Smith, & J. P. Buonaccorsi. 2006. Habitat selection and habitat-specific survival of fledgling ovenbirds (*Seiurus aurocapilla*). *Journal of Zoology* 269:414-421.

Koch, G. J. 2006. Using a Doppler light detection and ranging (lidar) system to characterize an atmospheric thermal providing lift for soaring raptors. *Journal of Field Ornithology* 77:315-318.

Laurance, S. G. W., P. C. Stouffer, & W. F. Laurance. 2004. Effects of Road Clearings on Movement Patterns of Understory Rainforest Birds in Central Amazonia

Efectos de los Claros de Caminos sobre Patrones de Movimiento de Aves de Sotobosque en la Amazonía Central. *Conservation Biology* 18:1099-1109.

Lemel, J. 1989. Habitat Distribution in the Great Tit *Parus major* in Relation to Reproductive Success, Dominance, and Biometry. *Ornis Scandinavica* 20:226-233.

Leonard, T. D., P. D. Taylor, & I. G. Warkentin. 2008. Landscape structure and spatial scale affect space use by songbirds in naturally patchy and harvested boreal forests. Pages 467-481, vol. 110. University of California Press on behalf of the Cooper Ornithological Society.

Lim, H. C., & N. S. Sodhi. 2009. Space use and habitat selection of house crows in a tropical urban environment: A Radio-tracking study. *Raffles Bulletin of Zoology* 57:561-568.

Marion, W. R., & J. D. Shamis. 1977. Annotated-bibliography of bird marking techniques. *Bird-Banding* 48:42-61.

Marzluff, J. M., J. J. Millspaugh, K. R. Ceder, C. D. Oliver, J. Withey, J. B. McCarter, C. L. Mason, & J. Comnick. 2002. Modeling changes in wildlife habitat and timber revenues in response to forest management. *Forest Science* 48:191-202.

Merkel, F. R., A. Mosbech, C. Sonne, A. Flagstad, K. Falk, & S. E. Jamieson. 2006. Local movements, home ranges and body condition of Common Eiders *Somateria mollissima* wintering in Southwest Greenland. *Ardea* 94:639-650.

Mänd, R., V. Tilgar, A. Lõhmus, Leivits, & Agu. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation* 14:1823-1840.

Naef-Daenzer, B. 1993. A new transmitter for small animals and enhanced methods of home-range analysis. *Journal of Wildlife Management* 57:680-689.

Naef-Daenzer, B., & M. U. Gruebler. 2008. Post-fledging range use of Great Tit *Parus major* families in relation to chick body condition. *Ardea* 96:181-190.

Naef-Daenzer, B., F. Widmer, & M. Nuber. 2001. Differential post-fledging survival of great and coal tits in relation to their condition and fledging date. *Journal of Animal Ecology* 70:730-738.

Nebuloni, R., C. Capsoni, & V. Vigorita. 2008. Quantifying bird migration by a high-resolution weather radar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 46:1867-1875.

Neu, C. W., C. R. Byers, & J. M. Peek. 1974. A Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *The Journal of Wildlife Management* 38:541-545.

Opdam, P., & D. Wascher. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117:285-297.

RIC, R. I. C. 1998. Wildlife radio-telemetry. Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 5.

Sánchez, S., Cuervo, J.J., Moreno, E. 2007. Does habitat structure affect body condition of nestlings? A case study with woodland great tits *Parus major* *Acta Ornithologica* 42:200-204.

Sande, E., C. Dranzoa, P. Wegge, & J. P. Carroll. 2009. Home ranges and survival of Nahan's Francolin *Francolinus nahani* in Budongo Forest, Uganda. *African Journal of Ecology* 47:457-462.

Sokolov, L. V. 2010. Modern telemetry: New possibilities in ornithology. *Biology Bulletin* 38:885-904.

Templeton, C. N., A. Akşay, S. E. Campbell, & M. D. Beecher. 2010. Juvenile sparrows preferentially eavesdrop on adult song interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277:447-453.

Walters, J. R. 2000. Dispersal behaviour: an ornithological frontier. *The Condor* 102:479-481.

Van Overveld, T., F. Adriaensen, & E. Matthysen. 2011. Postfledging family space use in great tits in relation to environmental and parental characteristics. *Behavioral Ecology* 22:899-907.

Vangestel, C., B. P. Braeckman, H. Matheve, & L. U. C. Lens. 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). *Biological Journal of the Linnean Society* 101:41-50.

Whitaker, D. M., & W. A. Montevecchi. 1997. Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest, and nonriparian edge habitats in a balsam fir ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1159-1167.

Whitworth, D., S. Newman, T. Mundkur, & P. Harris. 2007. Wild birds and avian influenza: an introduction to applied field research and diseases sampling techniques. *FAO Animal Production and Health Manual* 5:i-vi, 1-111, 113.

Wikelski, M., R. W. Kays, N. J. Kasdin, K. Thorup, J. A. Smith, & G. W. Swenson Jr. 2007. Going wild: What a global small-animal tracking system could do for experimental biologists. *Journal of Experimental Biology* 210:181-186.

Wilkin, T. A., L. E. King, & B. C. Sheldon. 2009. Habitat quality, nestling diet, and provisioning behaviour in great tits *Parus major*. *Journal of Avian Biology* 40:135-145.

Worton, B. J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology* 70:164-168.