

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
TERIOLOOGIA ÕPPETOOL

Kertu Jaik

**Pähklinäpi (*Muscardinus avellanarius*) elupaigakasutus
levila põhjapiiril: liigi esinemise tõenäosus Eestis**

Magistritöö

Juhendaja: Jaanus Remm, Ph. D.

TARTU 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	5
2. Pähklinäpp.....	7
2.1. Liigikirjeldus.....	7
2.2. Elupaigakasutus	9
2.2.1. Puistu struktuur	9
2.2.2. Puistu liigiline koosseis.....	10
2.2.3. Puistu vanus: raiesmikud elupaigana	11
2.3. Levik	12
2.4. Pähklinäpi esinemise tuvastamise meetodid	13
3. Materjal ja meetodika	15
3.1. Uurimisalad.....	15
3.2. Elupaigatunnuste kirjeldamine.....	17
3.3. Pähklinäpi esinemise tuvastamine	19
3.4. Maastiku koosseis	19
3.5. Andmeanalüüs.....	19
4. Tulemused.....	21
4.1. Pähklinäpi pesapaik	21
4.2. Pähklinäpi seosed keskkonnaga	22
4.3. Pähklinäpi elupaigakomponendid.....	24
4.4. Ennustusmudelid Eesti kohta	27
5. Arutelu	28
5.1. Pähklinäpi elupaigatingimused levila põhjapiiril.....	28
5.2. Pähklinäpi levila piir ja liigi asurkonna võimalikkus Eestis	32
5.3. Liigikaitse alased soovitusel	33
6. Kokkuvõte.....	34
7. Summary	35
8. Tänuavaldused	36
9. Kasutatud kirjandus	37
Lisa 1. Uuritud elupaigatunnused ja nende mediaanid	44
Lisa 2. Ühe faktoriga logistiline regressioon ja ühetunnuselised korrelatsioonid laiuskraadiga	46
Lisa 3. Raiesmiku ümbruses kirjeldatud elupaigatunnuste omavahelised korrelatsioonid.	49
Lisa 4. Raiesmikul kirjeldatud elupaigatunnuste omavahelised korrelatsioonid.	50

1. Sissejuhatus

Bioloogilise mitmekesisuse kadumine on üks tähtsustatumaid tänapäeva globaalprobleeme (Pimm & Raven, 2000; Brooks jt, 2006; Sutherland jt, 2009). Maa tervikliku ökosüsteemi pikemaajalise püsimise tagamiseks on elurikkus äärmiselt oluline. Bioloogilise mitmekesisuse hoidmine ja ökosüsteemi stabiilsuse tagamine on looduskaitse põhieesmärk. Imetajate tähtsus looduskaitsete lipuliikidena (*flagship species*) on märkimisväärselt suur, sest tänu nende sageli sümbolsele tähendusele köidavad nad avalikkuse tähelepanu ja tekitavad laialdast huvi looduskaitse vastu (Primack jt, 2008). Ka unilaste sugukonda (*Gliridae, Rodentia*) kuuluvat Kesk- ja Lõuna-Euroopas levivat pähklinäppi (*Muscardinus avellanarius*) peetakse lipuliigiks. Pähklinäppi loetakse ka nn tunnusliigiks (*indicator species*), kuna ta on äärmiselt tundlik kliima- ja keskkonnamuutustele, eriti elupaikade killustatusele ja taimestiku mitmekesisuse vähenemisele (Bright jt, 2006). Pähklinäpi põhilisteks ohuteguriteks peetaksegi sobivate elupaikade kadumist ja killustumist intensiivse ja ebasobiva metsamajandamise, monokultuuride istutamise ja liikumisbarjääride tekke tagajärjel (Juškaitis, 2007b; Mortelliti jt, 2011). Pähklinäpi populatsioonide kaitse võib tagada samaaegselt ka mitmete vähem tundlike liikide piisava kaitse.

Pähklinäpp kuulub Berni konventsioon III lisasse ja EL Loodusdirektiivi IV lisasse ning on Rahvusvahelise Looduskaitseühingu (IUCN) punases nimekirjas märgitud kui suhteliselt soodsas seisundis olev liik (*Least Concerned*; IUCN, 2013). Sellele vaatamata loetakse pähklinäppi mitmetes levila põhjaosa riikides (nt Suurbritannia, Belgia, Holland, Rootsi, Saksamaa, Taani, Läti) ohustatuks ja kaitset vajavaks liigiks, kuna tema populatsioonid on oluliselt kahanenud (Pilāts, 1994; Verbeylen, 2006; IUCN, 2013). Ka Eestis kuulub pähklinäpp III kaitsekategooriasse (RT, 2004) ja on kantud Eesti ohustatud liikide punasesse nimestikku puuduliku andmestikuga liikide kategooriasse (eElurikkus). Viimased 30 aastat ei ole kindlaid tõendeid liigi olemasolust Eestis (Jaik, 2010).

Kitsale ressursikasutusele spetsialiseerunud liikide kaitse korraldamiseks on oluline mõista nende elupaiganõudlust. Pähklinäpp esineb erinevates elupaigatüüpides, kuid vajab siiski spetsiifilisi elupaiga komponente (Juškaitis, 2008). Pähklinäpi elupaiganõudeid on uuritud erineva põhjalikkusega. Kõige üldisemad uurimused keskenduvad liigi levikule eri riikides ja annavad muu hulgas väga pealiskaudse ülevaate elupaikadest (nt Pilāts, 1994; Vilhelmsen, 2003; Duma, 2007; Büchner jt, 2010). Põhjalikumad artiklid kajastavad kindlate

elupaigaparameetrite uurimise tulemusi ja pärinevad põhiliselt Suurbritanniast (Bright & Morris, 1990), Leedust (Juškaitis, 2007c), Itaaliast (Capizzi jt, 2002) ja Saksamaalt (Ehlers, 2012; Wuttke jt, 2012). Veel spetsiifilisemad uurimused keskenduvad pesapaikade valikule ja sellega seotud keskkonnaparameetritele. Selliseid uurimusi on läbi viidud Rootsis (Berg & Berg, 1998), Itaalias (Panchetti jt, 2007), Suurbritannias (Wolton, 2009) ja Leedus (Juškaitis & Remeisis, 2007a; Juškaitis & Šiožinyté, 2008; Juškaitis jt, 2013).

Pähklinäpi leviku seost kõrgusega merepinnast on uuritud Saksamaal (Wuttke jt, 2012), kuid seni ei ole uuritud sellele eeldatavasti sarnast seost põhja-lõuna gradiendiga levila põhjaservas. Samuti on andmeid vähe pähklinäpi elupaigakasutuse kohta raiesmikel. Liigi leviku-uuringute raames on leitud, et mitmed liigi leiukohad paiknevad raiesmikel (Vilhelmsen, 2003; Juškaitis, 2007c). Varasemates pesapaiga valiku uuringutes on mõned uurimisalad paiknenud raiesmikel (Berg & Berg, 1998; Juškaitis & Remeisis, 2007a). Rootsis uuriti raiesmikel pähklinäpi esinemise seost puistu suktsessiooni järguga (Berg, 1996). Lisaks on raiesmikel läbi viidud mitmeid uuringuid, mis keskenduvad teistele pähklinäpi ökoloogia aspektidele nagu näiteks koduterritooriumi suurus ja toitumine (nt Bright & Morris, 1991, 1993).

Magistritöö eesmärgid. Käesoleva uurimustöö eesmärgid on: (1) kirjeldada pähklinäpi elupaigatingimusi levila põhjapiiril, mis võimaldab teha järeldusi liigi levila ulatuse põhjuste kohta ning täiendada populatsioonide kaitse aluseid levila äärealal; (2) kirjeldada, kuidas elupaigatingimused muutuvad põhja-lõuna gradiendil, mis võimaldab ennustada liigi asustuse tõenäosust kohtades, kus täpsemad uuringud puuduvad; (3) teha järeldus pähklinäpi asurkonna võimalikkuse kohta Eestis, mille tulemusena on võimalik anda soovitusi edasisteks uuringuteks.

2. Pähklinäpp

2.1. Liigikirjeldus

Morfoloogia. Välimuselt meenutab pähklinäpp esiletükkivate silmade, ümarate kõrvade ja karvase pintsolja sabaga hiirt. Pähklinäpp on Euroopa väikseim unilane, tüvepikkus on 60–90 mm, saba pikkus on 55–75 mm. Karvkate on pähklinäpil kollakaspruun, kõhu ja kurgu alt kreemikas. Pähklinäpi jalad ja varbad on lühikesed ning kohastunud ronimiseks. Esijäsemel on 4 varvast ja tagajäsemel 5 (Nowak, 1991). Levila põhjaosas varieerub pähklinäpi kehakaal aktiivsusperioodi jooksul oluliselt, olles suurim sügisel enne talveund. Emased isendid kaaluvad kevadel keskmiselt 16 g, keskmine kaal tõuseb talveune alguseks 27 g-ni. Isased ärkavad talveunest varem kaaludes keskmiselt 20,4 g ja toidunappusest tingituna on nende keskmine kehakaal madalaim suve alguses, langedes 17 g juurde. Enne talveund isaste kehakaal kahekordistub (Juškaitis, 2001).

Toitumine. Pähklinäpp toitub põhiliselt erinevatest pungadest, õitest ja viljadest, aga ka putukatest ja linnunadest. Viimased kaks on pähklinäpi dieedis olulisel kohal juhul, kui puuduvad sobivate õite või viljadega taimeliigid või kui taimse toidu hulk on piiratud näiteks ebasoodsate ilmastikutingimuste tõttu (Juškaitis, 2007a; Juškaitis & Baltrūnaitė, 2012).

Aktiivsus. Pähklinäpp on enamasti öise eluviisiga, kuid liialt madala öise temperatuuri korral naaseb ta pessa tavapärasest varem ja kompensatsiooniks muutub aktiivseks ka päeval. Päevane aktiivsus kasvab seega jahedatel suvedel ning sügisel enne talveund, mil rasvavarude kogumine on kriitilise tähtsusega talve üle elamiseks (Bright jt, 1996). Ebasoodsatel tingimustel võib pähklinäpp kevadel ja suvel energia säästmiseks laskuda ka tardumusse (Juškaitis, 2005a). Levila lõunaosas on pähklinäpp vahel aktiivne aastaringselt, kuid levila põhjaosas magab talveund (Sara & Casamento, 1995; Juškaitis, 2008). Päevase valge perioodi lühenemine suve lõpus algatab talvekarva kasvu ja rasvavarude kogunemise. Talveune, mille kestus on tugevas seoses laiuskraadiga (meil oktoober-aprill), kutsub esile temperatuuri langus (Nowak, 1991; Juškaitis, 2008).

Pesa. Pähklinäpi pesa on kerakujuline ja küljel asetseva suhteliselt märkamatu sissepääsuavaga rohukõrtest ja puulehtedest punutud keskmiselt 7,5 cm läbimõõduga kera (joonis 1; Juškaitis, 2008). Suurbritanniast leitud pesad sisaldavad sageli ka kuslapuukoort (Morris jt, 1990). Suvepesa rajab pähklinäpp enamasti 1–2 m kõrgusele tihedasse põõsa või

puu võrassa või puuõõnde, vahel ka vanasse linnupessa (Juškaitis, 2008). Võimaluse korral kasutab pähklinäpp pesa rajamiseks ka lindude pesakaste (Morris jt, 1990; Duma, 2007; Juškaitis, 2008). Ühel isendil on suve jooksul tavaliselt rohkem kui üks pesa, erinevaid pesasid kasutatakse paralleelselt (Bright & Morris, 1991). Talvepesa on väiksem ja tihedam ning rajatakse sambla, lehekihi või kännu alla, kus on soojem ja temperatuuri kõikumised on väikesed. Levila lõunaosas talvitub pähklinäpp mõnikord ka pesakastides (Juškaitis, 2008).



Joonis 1. Pähklinäpi suvepesa noore tamme võras (foto J. Remm).

Sigimine ja eluiga. Pähklinäpi sigimisperiood kestab peaaegu terve aktiivsuseperioodi. Tavaliselt kasvatab pähklinäpp üles ühe pesakonna aastas, vahel ka kaks või kolm. Tiinuse kestvuse kohta on erinevaid andmeid, väidetavalt võib tiinus kesta 18–26 päeva. Esimene pesakond sünnib enamasti mais-juunis. Pesakonnas on tavaliselt 3–6 poega. Noorloomad iseseisvuvad 35–45 päeva vanuselt (Juškaitis, 2008). Looduses elab pähklinäpp enamasti 4-aastaseks, vahel ka 5–6 aastaseks (Juškaitis, 1999).

Liikumine ja koduterritoorium. Pähklinäpp on arboreaalse eluviisiga ja teda peetakse piiratud levimisvõimega liigiks (Bright & Morris, 1991; Capizzi jt, 2002). Sobivate liikumiskoridoride puudumisel võib pähklinäpp siiski liikuda maapinnal vähemalt 100–600 m (Bright, 1998; Büchner, 2008; Keckel jt, 2012; Mortelliti jt, 2013). Noorloomad, olles liikuvamad kui täiskasvanud, võivad uue territooriumi otsingul läbida 1 km või isegi suuremaid vahemaid ning liikuda seejuures ka täiskasvanutest meelsamini maapinnal

(Juškaitis 1998; Büchner, 2008). Täiskasvanud isased on liikuvamad kui emased (Bright & Morris, 1991; Naim jt, 2014). Isaste kodupiirkond on natukene suurem ja kattub mitme emase territooriumiga (Bright & Morris, 1991; Juškaitis, 1997). Isase kodupiirkond on keskmiselt 1 ha, emasel 0,8 ha (Juškaitis, 1997). Ressursside hajusama jaotuse korral on koduterritooriumid suuremad ja optimaalsetes tingimustes või suurema populatsioonitiheduse korral väiksemad (Bright & Morris, 1991; Juškaitis, 2005b).

Populatsioonitihedus. Pähklinäpi populatsioonitihedus on üldjuhul madalam, kui teistel samu elupaiku kasutataval pisinäriliste. Märkimisväärseid arvukuse fluktuatsioone ega tsüklilisust ei esine (Juškaitis, 1994, 2000, 2003; Bright jt, 2006). Optimaalses elupaigas on maksimaalne registreeritud pähklinäpi populatsioonitihedus 15,6 täiskasvanud isendit ha⁻¹ (Bright & Morris, 1991). Vähem optimaalsetes elupaikades on populatsioonitihedus oluliselt madalam, nt Suurbritannias keskmiselt 3–5 isendit ha⁻¹ (Bright jt, 2006), Rootsis 3–7 isendit ha⁻¹ (Berg & Berg, 1999), Leedus keskmiselt 1–3 isendit ha⁻¹ (Juškaitis, 2003a).

2.2. Elupaigakasutus

2.2.1. Puistu struktuur

Pähklinäpi suhteliselt suure areaali ulatuses on erinevad keskkonnatingimused ja seega on ka elupaikade varieeruvus suur. Siiski leidub ka elupaigatunnuseid, mis on kogu pähklinäpi levila ulatuses sarnased. Pähklinäpp asustab kõige meelsamini tiheda alusmetsa ja põõsarindega leht- ja segapuistuid ning põõsastikke (Bright & Morris, 1990; Berg & Berg, 1998; Juškaitis, 2007b), mille puhul on oluline võrastiku struktuur. Asustustihedus on suurem varjutamata alusmetsa ja tiheda põõsarinde korral. Puude võra poolt põhjustatud tugev vari mõjutab alustaimestikku kahel pähklinäpile negatiivsel moel. Esiteks langeb varjus kasvavate taimede produktiivsus oluliselt, mis vähendab pähklinäpi toiduvalikut. Teiseks kasvab põõsarinne vähese valguse korral pigem kõrgusesse kui laiusesse, mis vähendab pähklinäpile olulisi horisontaalseid arboreaalseid liikumisteid. Vertikaalne kasvuvorm on tuule käes ebastabiilsem ja raskendab pähklinäpi toiduotsinguid peenematel okstel (Bright & Morris, 1990; Juškaitis, 2007b; Panchetti jt, 2007). Kui puude võrad omavahel üldse ei kattu, on vajalik ka pideva põõsarinde olemasolu, et tagada puude vaheliste arboreaalsete liikumisradade olemasolu (Bright & Morris, 1990). Lisaks tagab tihe põõsarinne visuaalse

kaitse kiskjate eest (Bertolino, 2006; Panchetti jt, 2007; Juškaitis jt, 2013). Metsas on pideva alusrinde olemasolu ja selle struktuur kõige olulisemad umbes 4 m kõrgusel (Capizzi jt, 2002).

2.2.2. Puistu liigiline koosseis

Pähklinäpile on oluline puistu koosseis, eriti tähtis on sobivate toidu- ja pesapaigataimede olemasolu, kusjuures lisaks konkreetsetele liikidele omab tähtsust ka üldine liigirikkus puu- ja põõsarindes. Leedus eelistab pähklinäpp metsi, kus domineerivaks puuliigiks on harilik kuusk (*Picea abies*) ja harilik tamm (*Quercus robur*) ning pigem väldib metsi, kus domineerib harilik mänd (*Pinus sylvestris*) või sanglepp (*Alnus glutinosa*). Leedu kõigist leiukohtadest 39% on okasmetsad. Metsades, kus põhiliseks puuliigiks on kuusk, leidub tavaliselt puurindes lisaks ka kaske (*Betula* sp.), harilikku haaba (*Populus tremula*), vahel ka tamme ja harilikku saart (*Fraxinus excelsior*), alusmetsas on reeglina esindatud harilik sarapuu (*Corylus avellana*; Juškaitis, 2008). Pähklinäpi lõunapoolses levilas peetakse metsa koosluses oluliseks erinevaid tammeliike, harilikku pööki (*Fagus sylvatica*) ja harilikku valgepööki (*Carpinus betulus*; Hecker, 2003; Juškaitis, 2007b). Põõsarindes ja alusmetsas on olulisteks liikideks harilik kadakas (*Juniperus communis*), kuusk, tamm, sarapuu, harilik vaarikas (*Rubus idaeus*), pampel (*Rubus fruticosus*), väänduv kuslapuu (*Lonicera periclymenum*), harilik kuslapuu (*Lonicera xylosteum*), harilik toomingas (*Padius avium*) ja harilik paakspuu (*Frangula alnus*; Berg & Berg, 1998; Juškaitis, 2007a, 2007b). Noored kuused ja tammed, väänduv kuslapuu ning kadakas on olulised pesapaigana, vaarikas, harilik kuslapuu ja paakspuu põhiliselt toiduallikana ja pampel mõlemana. Sarapuu ja toominga tähtsus seisneb liikumisteede rajamises ja toiduallikaks olemises (Berg & Berg, 1998; Wolton, 2009; Juškaitis jt, 2013). Pesapaigana sarapuud pigem välditakse (Berg & Berg, 1998; Wolton, 2009). Samas ei ole ükski neist taimeliikidest sobiva alternatiivi korral asendamatu. Näiteks sarapuud on tihedalt seostatud pähklinäpi esinemisega, kuid paljudes pähklinäpi leiukohtades on see liik harv või puudub üldse (Vilhelmsen, 2003; Juškaitis, 2008). Suurbritannias peetakse oluliseks nelja taimeliiki: sarapuud, tamme, pamplit ja väänduvat kuslapuud (Bright jt, 2006). Leedus on enamikes pähklinäpi leiukohtades esindatud ainult üks neljast kriitiliselt tähtsaks peetud liigist – sarapuu (Juškaitis, 2008).

Pähklinäpile on oluline üldine liigirikkus puu- ja põõsarindes, sest sellest sõltub stabiilse toidubaasi olemasolu eri ajal valmivate õite ja viljade näol (Bright & Morris, 1990; Berg & Berg, 1998; Ehlers, 2012; Juškaitis jt, 2013). Heterogeense taimestiku tähtsus on tingitud ka pähklinäpi kodupiirkonna väiksusest: kõik vajalik peab olema koos väikesel alal (Bright & Morris, 1991). Kui suur mitmekesisus on vajalik, sõltub antud ala taimekooslusest. Erinevad

lihakviljalised liigid võivad teineteist asendada, aga oluline on viljade valmimise aeg, millest sõltub toiduallikate järjepidevus (Bright & Morris, 1990).

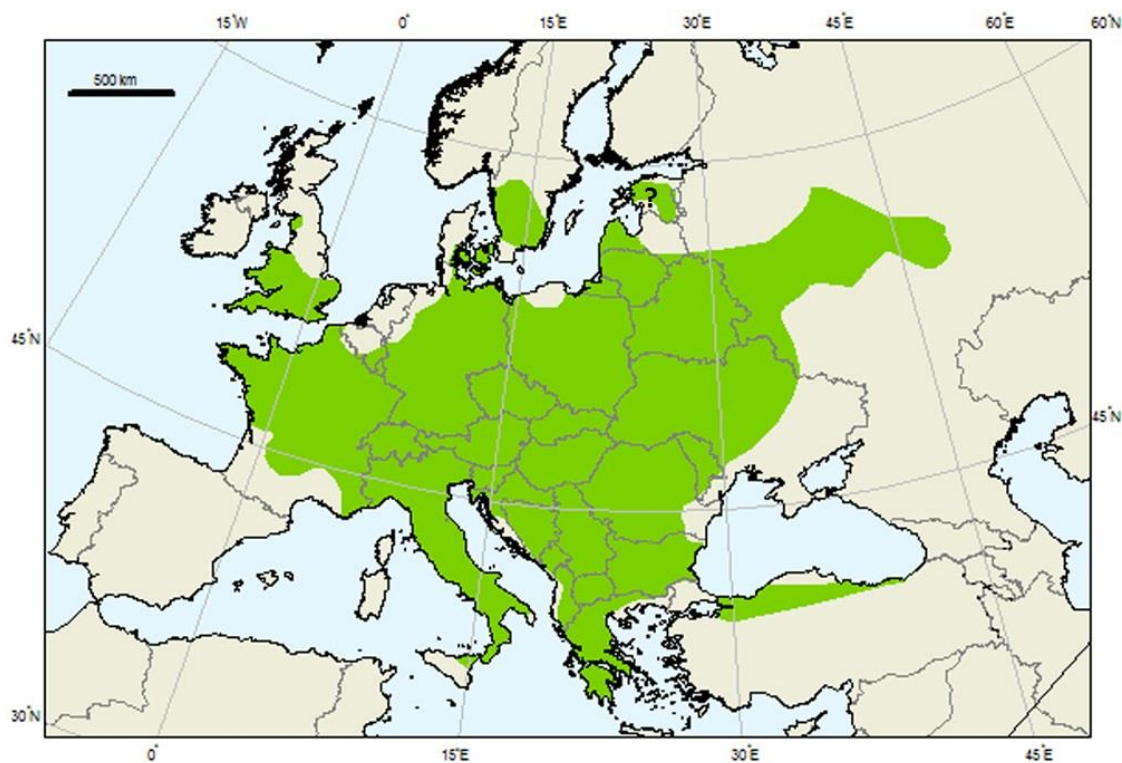
2.2.3. Puistu vanus: raiesmikud elupaigana

Pähklinäpile sobivaid elupaigatingimus ei ole kõigis metsa suktsessiooni järkudes. Puistu arengustaadiumis, mil põõsastik väheneb ja võrade kattuvus üha suureneb, muutuvad tingimused pähklinäpile halvemaks. Ühetaolistes homoloogilise vanusega puistutes leiab pähklinäpp sobivaid tingimusi ainult servaaladel, põhiliselt teede äärtes, kus kasvab rohkem lehtpuid ja on heterogeensemad kooslused (Foppen jt, 2002; Vilhelmsen, 2003; Juškaitis, 2008). Kui mets hakkab looduslikult hõrenema, tekivad häilud ja heterogeensus taastub, muutub elupaik pähklinäpile taas sobivaks (Juškaitis & Šiožinyté, 2008).

Mitmetes levila piirkondades eelistab pähklinäpp metsa varaseid suktsessiooni staadiume, asustades neid keskmisest suurema tihedusega (Bright & Morris, 1990; Berg, 1996; Vilhelmsen, 2003; Juškaitis, 2007c, 2008). Taanis asusid 56% pähklinäpi leidudest metsanoorendikes (10–15 aasta vanused; Vilhelmsen, 2003). Leedus paiknevad 21% pähklinäpi leiukohtadest noortes metsades (16% looduslikult uuenenud noorendikes, 5% kuuseistandustes; Juškaitis, 2007c). Rootsis on võsastunud raiesmikud, kus kasvab vaarikas ja pampel, sagedased pähklinäpi leiukohad (Berg & Berg, 1998). Noorendikud loovad optimaalsetele elupaikadele sarnanevad tingimused. Tihe ja liigirikas põõsarinne ei ole varjutatud puuvõrade poolt ning taimede produktiivsus on suur, suutes toetada suuremat populatsioonitihedust (Juškaitis, 2007b). Seetõttu eelistab pähklinäpp pigem kergelt majandatavaid metsasid, kui inimtegevusest täiesti puutumaid puistuid (Bright & Morris, 1990; Capizzi jt, 2002; Bright jt, 2006).

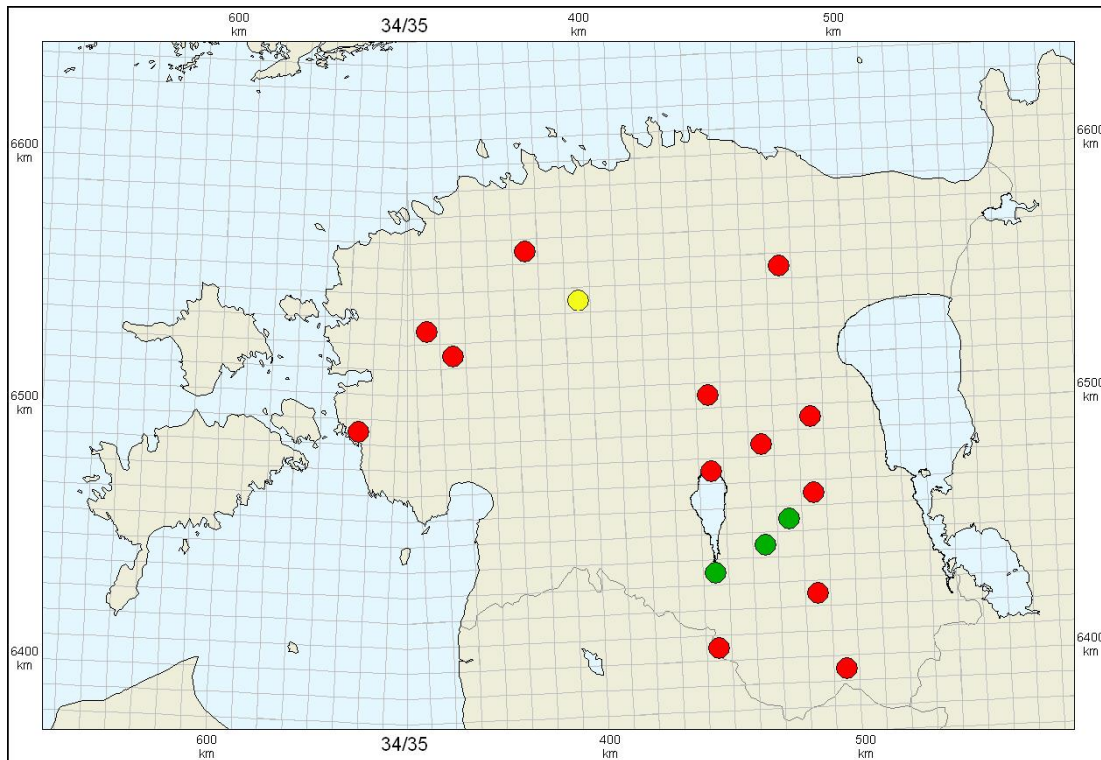
2.3. Levik

Pähklinäpp on levinud Euroopas ja Anatoolia põhjaosas (Türgi). Suuremad saarelised populatsioonid asuvad Suurbritannia lõunaosas, Sitsiilias ja Korful. Levila põhjapiir läbib Lõuna-Rootsit ja Eestit või Lätit ning ulatub Volga jõeni (Mitchell-Jones jt, 1999; IUCN, 2014; joonis 2).



Joonis 2. Pähklinäpi (*Muscardinus avellanarius*) levila (IUCN, 2013; Jaik, 2010). Küsimeärgiga on tähistatud levila põhjaosa, mille kaasaegne asustatus ei ole kinnitatud.

Eestis on pähklinäpi põhilised leiukohad olnud Kagu-, Ida- ja Lääne-Eestis. Saartelt pähklinäppi ei ole leitud (joonis 3). Esimesed teadaolevad leiud pärinevad 19. sajandi lõpust Valgamaalt (Grevé, 1909 ref. Aul, jt 1957). Kõige hilisemad kinnitatud leiud on 1980-ndatest Raplamaalt. Hilisemaid kinnitamata pähklinäpivaatlusi on tulnud Raplamaalt Salutagusest 1990. aastatel ja Suurekivist 2012. aastal (Jaik, 2010; U. Timm, avaldamata andmed). Pähklinäpi ja lagritsa (*Elomys quercinus*) esinemise, arvukuse ja leviku tuvastamiseks on Eestis käivitatud mitu unilaste pesakastide projekti, kuid need ei ole siiani liikide esinemist Eestis kinnitanud (Timm, 2008; Timm & Jaik, 2011).



Joonis 3. Pähklinäpi (*Muscardinus avellanarius*) leikohad 10×10 km UTM-ruutudes Eestis aastatel 1890–1940 (rohelised punktid), 1940–1990 (punased punktid) ja 2012 kinnitamata vaatlus (kollane punkt; Jaik, 2010; U. Timm, avaldamata andmed).

2.4. Pähklinäpi esinemise tuvastamise meetodid

Pähklinäpi olemasolu tuvastamiseks on olemas kuus meetodit: pesakastide kasutamine (Bright & Morris, 1990; Morris jt, 1990; Juškaitis, 2008), lõksupüük (Berg & Berg, 1999), karvatorude (ingl k *hair tubes*) kasutamine (nt Capizzi jt, 2002), videotuvastus (Di Cerbo & Biancardi, 2013), iseloomulikult näritud pähklikoorte otsimine (Bright jt, 1994, 2006) ja looduslike pesade otsimine (Berg & Berg, 1998; Capizzi jt, 2002). Pesakastide kasutamine liigi tuvastamiseks on kõige mõttekam kohtades, kus puuvõrastik on tihe ja varjutab tugevalt põõsarinet, piirates oluliselt selle kasvu, mis omakorda piirab pähklinäpile sobivate pesapaikade valikut põõsarindes ja sunnib pähklinäppi rohkem kasutama erinevaid õõnsusi (Panchetti jt, 2007). Lõksupüük on edukas ainult aladel, kus puuduvad kõrged tiheda võraga puud (Berg & Berg, 1999), teistes tingimustes on püügi tõenäosus väga madal (Bright & Morris, 1990). Kleepuva sisepinnaga karvatorude miinuseks on nende vähene efektiivsus. Isegi alal, kus pähklinäpi populatsioonitihedus on suhteliselt suur, võib vähem kui 10%-st karvatorudest leida pähklinäpi karvu. Seega peaks neid kasutama uurimisalal suuremas

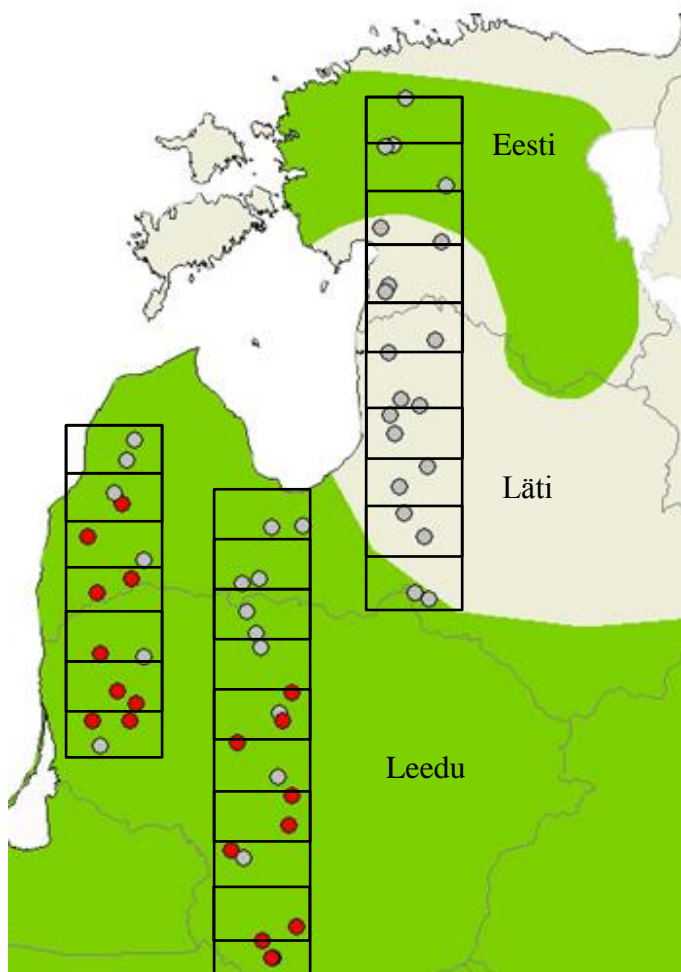
koguses kui pesakaste (Bright jt, 2006). Kuna pähklinäpi populatsioonitihedus on suhteliselt madal (vt ptk 2.1.), on pesakastide, lõksude ja karvatorude edukas kasutamine suhteliselt aja- ja ressursimahukas. Automaatkaamerate ehk kaameralõksude kasutamine arboreaalsete imetajate olemasolu tuvastamiseks on suhteliselt uus meetod ja vajab usaldusväärse kinnitamist (Di Cerbo & Biancardi, 2013). Pähklinäpile iseloomulike hambajälgedega pähklite otsimine ei pruugi tuvastada liigi esinemist aladel, kus sarapuud esineb vähe või üldse mitte (Bright jt, 2006). Pesade otsimist peetakse heaks kaudseks meetodiks pähklinäpi esinemise tuvastamiseks, sest see ei eelda looma enda nägemist ja ei nõua palju ressursse. Sel meetodil aga ei ole võimalik koguda usaldusväärseid andmeid liigi populatsioonitiheduse kohta, kuna üks isend kasutab samaaegselt rohkem kui ühte pesa (Morris jt, 1990). Meetodi nõrgaks küljeks on pesade märkamatuks jäämise võimalus. Raiesmikel, kus arenev puistu on veel madal ja ei ole puuõõnsusi, mida liik eelistada võiks, on pesade alusel liigi tuvastamine suhteliselt efektiivne (Bright & Morris, 1991; Berg & Berg, 1998).

3. Materjal ja metoodika

3.1. Uurimisalad

Pähklinäpi esinemist ja elupaigatingimusi uuriti 55 uurimisalal. Uurimisaladeks valiti võsastunud raiesmikud, millele arenenud noore puistu kõrgus oli 0,5–3 m. Madala taimkatte tõttu on pähklinäpi olemasolu tuvastamine raiesmikel lühikese aja vältel oluliselt lihtsam ja usaldusväärsem kui metsas (vt ptk 2.4.; Bright & Morris, 1991; Berg & Berg, 1998). Samuti asustab pähklinäpp raiesmikke meelsasti ning saavutab seal suuremaid populatsioonitihedusi kui ümbritsevates metsades (vt ptk 2.2.3.). See lihtsustab liigi olemasolu tuvastamist maastiku mastaabis.

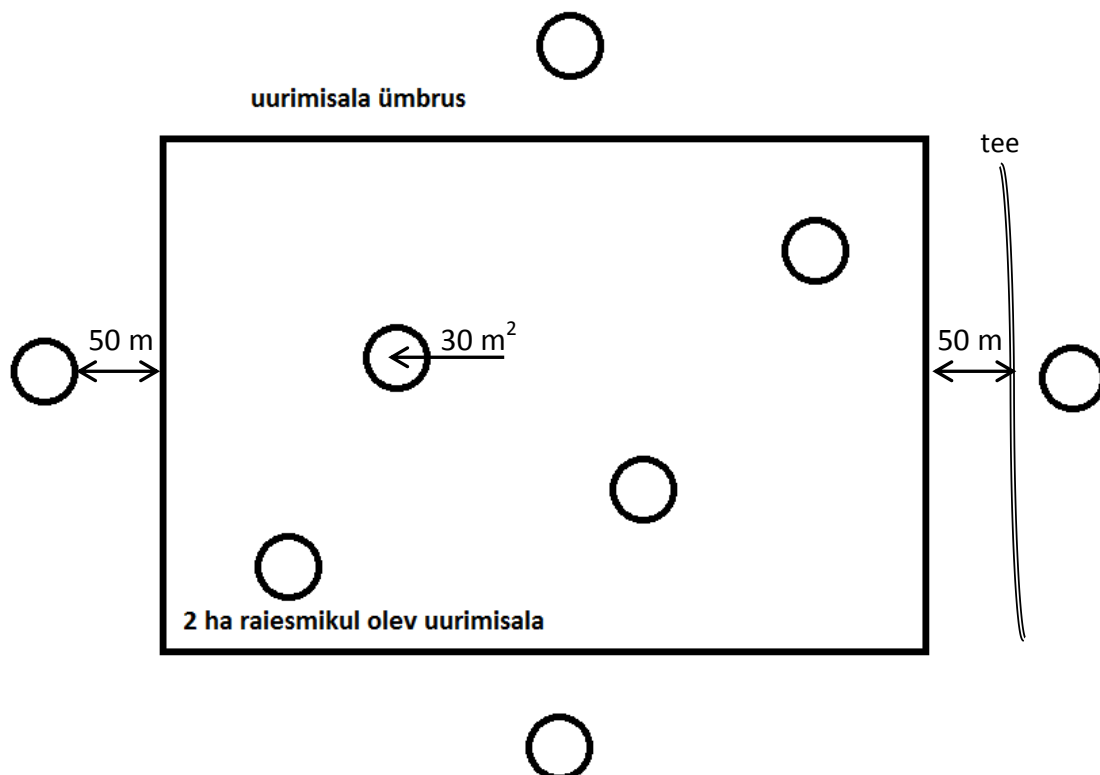
Uurimisalad paiknesid hajutatult kolmel 50 km laiusel transektil Baltikumi lääneosas Lõuna-Leedust Põhja-Eestini (joonis 4). Uurimisalade paigutamisel jagati transektid 50×30 km ristkülikukujulisteks lõikudeks. Iga transektilõigu sees valiti kaks juhuslikult valitud teineteisest vähemalt 1 km kaugusel asuvat 2 ha suurust raiesmikku. Suuremate raiesmike puhul piiritleti uurimisalaks 2 ha suurune piirkond raiesmiku kõige tihedama põdsastikuga servast. Transektide paigutamisel konsulteeriti spetsialistidega: Leedus Rimvydas Juškaitis ja Lätis Valdis Pilāts. Välitööd viidi läbi 2011. ja 2012. aasta suvel ning sügisel.



Joonis 4. Uurimisalade paiknemine 50 km laiustel transektidel ja pätklinäpi levila (roheline ala; IUCN, 2013; Jaik, 2010). Uuritud raiesmikud on tähistatud punktidega (pätklinäpp tuvastati – punased punktid; pätklinäppi ei tuvastatud – hallid punktid).

3.2. Elupaigatunnuste kirjeldamine

Kõikidel aladel mõõdeti välitööperioodil 14 potentsiaalselt olulist ala iseloomustavat tunnust (tabel 1), millest hiljem saadi 47 elupaigaparameetrit (lisa 1). Elupaigaparameetreid kirjeldati raiesmikul neljas juhuslikult valitud 3,1 m raadiusega (30 m^2) ringis ja raiesmikku ümbritseval alal neljas sama suures uurimisala servast 50 m kaugusel paiknevas ringis. Kui ring sattus teele, siis nihutati see tee kõrvale (joonis 5).



Joonis 5. Elupaigatunnuste kirjeldamise uurimiskohtade, 30 m^2 ringide, paiknemine uurimisalal ja selle ümbruses.

Tabel 1. Välitöödel uurimisaladel kaheksas 30 m² ringis kirjeldatud pähklinäpi elupaigaparametrid.

Tunnus	Seletus
1. Liik	Registreeriti kõigi puude ja põõsaste liik.
2. Puude ja põõsaste kõrgus, m	Kõrgust hinnati visuaalselt või hüpsomeetriga.
3. Puude ja põõsaste võra raadius, m*	Mõõdeti mõõdulindiga 10 cm täpsusega.
4. Võrade ühendatus*	Loendati mitme teise naaberpuu või -põõsa võraga on olemas arboreaalne kokkupuude.
5. Tüve ümbermõõt, cm	Puude tüve ümbermõõt 1,3 m kõrguselt maapinnast juhul, kui see oli ≥ 10 cm.
6. Toidutaimede ohtrus puhma- ja rohurindes**	Ohtruse hinnang skaalas 0–5.
7. Üldine toidutaimede ohtrus	Ohtruse hinnang skaalas 0–5.
8. Toidutaimede protsentuaalne jaotus puhma- ja rohurindes	Hinnati kõigi puhma- ja rohurinde toidutaimede osakaalu visuaalselt 5% täpsusega.
9. Kõigi toidutaimeliikide protsentuaalne jaotus	Hinnati kõikide toidutaimede osakaalu visuaalselt 5% täpsusega.
10. Puittaimede kuuluvus puu- või põõsarindesse	Kõrgusega ≤ 5 m loeti põõsasteks, > 5 m puudeks. Erandina loeti kõik sarapuud kõrgust arvestamata põõsasteks.
11. Võrade katvus	Taevalaotus pildistati maapinnast 30 cm kõrguselt, taimestiku katvuse % määrati fotolt. Raiesmikku ümbritsevates uurimisringides hinnati võrade katvust lisaks visuaalselt.
12. Basaalpindala	Mõõdeti relaskoobiga ainult raiesmikku ümbritseval alal.
13. Tüvede arv	Maaslamavate ≥ 10 cm ümbermõõduga tüvede arv, registreeriti ainult raiesmikku ümbritseval alal.
14. Kändude arv	Üle 10 cm ümbermõõduga kändude arv, registreeriti ainult raiesmikku ümbritseval alal.

* Ei mõõdetud uurimisala ümbritseval alal puurindes. Puude võra raadiust ei peetud sama oluliseks kui põõsaste raadiust ja võrade ühendatust kõrgemal kui 5 m oli puurindes eranditult olemas ja seda peetakse vähem tähtsaks kui ühedatuse olemasolu madalamatel kõrgustel (Capizzi jt, 2002).

**Toidutaimedeks loeti teadaolevaid tähtsamaid ja energiarikkamaid toidutaimi: lihakviljalisi puid ja põõsaid ning puhmarinde liike, tamme ja sarapuud. Jäeti välja liigid, mille tähtsust toidutaimena peetakse teisejärguliseks (nt kask, okaspuud; Juškaitis, 2007a).

3.3. Pähklinäpi esinemise tuvastamine

Käesolevas töös fikseeriti kõikidel aladel pähklinäpi esinemine pesade otsimise teel (vt ptk 2.4), kuna teised meetodid olid käesoleva töö raames ebasobivad või liialt ressursside- ja ajamahukad. Registreeriti ka isendite juhuvaatlused raiesmikel. Pesasid otsiti igal uurimisalal kogu 2 ha suuruse raiesmikuala ulatuses. Pesade otsimisel osales samaaegselt 4–5 uurijat (K. Jaik, J. Remm, R. Kalda, O. Kalda, K. Pärna, M. Pullerits, M. Vilbas, M. Palk, D. Valdma, K. Telve, K. Taitis ja M. Absalon). Otsipingutus jagati nii, et igal alal oleks see summaarselt 1 h ning eri uurijate inventeeritud piirkonnad uurimisala piires ei kattuks. Leitud pesade puhul fikseeriti koordinaadid, pesa kõrgus maapinnast, puuliik, millel pesa asus, puu kõrgus ja pesa leidja isik. Pesade otsimise välitööd viidi läbi 2011. ja 2012. aasta oktoobris, kui heitlehelised puud ei piiranud enam nähtavust ja liigi tuvastamise efektiivsus oli kõrgem.

3.4. Maastiku koosseis

Lisaks välitöödel kogutud elupaigaparametritele uuriti ka maastiku maakatte jaotuse seoseid uurimisalade ümbruses. Kasutati Google Maps'i satelliitfotosid kõigi 55 raiesmiku kohta. Mõõtskaala valiti vastavalt pähklinäpi levimisvõimele ja territooriumi suurusele nii, et kasutatud fotod katsid 7 km² km suuruse ala ümber uurimisala (Juškaitis, 1997). Igale fotole paigutati 50 juhupunkti, mille põhjal määrati maastiku protsentuaalne jaotus. Eristati 9 maakattetüüpi: tee, siht, puuderida, veekogu, raiesmik, mets, avatud ala, poolavatud ala, asula. Juhupunktide genereerimiseks ja klassifitseerimiseks kasutati programmi SamplePoint v1.56.

3.5. Andmeanalüüs

Pähklinäpi elupaigakasutuse testimiseks kasutati logistilist regressioonanalüüsi. Puistut kirjeldavaid, toidutaimedega seotud ja maastikutunnuseid analüüsiti eraldi. Raiesmikel ja raiesmike ümbruses mõõdetud tunnuseid analüüsiti eraldi. Liigi esinemise ennustamiseks koostatud täismudeleid analüüsiti eraldi.

Elupaigatunnuste omavahelise korreleerituse kontrollimiseks kasutati Spearmani korrelatsiooni (lisa 3; lisa 4). Tunnuste seast, mis omvahel tugevasti korreleerusid ($R^2 \geq 0,3$),

valiti mitme faktoriga III tüüpi logistilise regressiooni mudelisse see tunnus, mis korreleerus kõige tugevamini pähklinäpi esinemisega (lisa 2). Maastikutunnuste puhul jäeti mitme faktoriga logistilise regressiooni täismudelist välja avatud alade osakaal, et osakaaludena mõõdetud tunnuste väärtused ei moodustaks kokku 100% (korreleerus metsa %-ga; $r_s = -0,86$, $N = 55$, $p \leq 0,001$). Kuna laiuskraadil on pähklinäpi esinemisele tugev mõju ($R^2 = 0,39$, $p < 0,001$), mis võib varjutada teisi olulisi tunnuseid, viidi analüüsid läbi kaks korda. Laiuskraad jäeti teisel korral mudelist välja, et kontrollida sellega tugevalt seotud tunnuste seoseid pähklinäpiga. Parima mudeli valikuks kasutati Akaike informatsioonikriteeriumi (AIC; Akaike, 1974). Parimate mudelite puhul kontrolliti ruumilise autokorrelatsiooni olemasolu vastavalt Morani ruumilise autokorrelatsiooni indeksile (I).

Pähklinäpi esinemise ennustamiseks vajaliku elupaigatunnuste täismudeli jaoks koostati esmalt kõigi kirjeldatud tunnustega ühe faktoriga mudelid. Pähklinäpi elupaigatunnuste täismudelisse valiti AIC järgi ühe faktoriga mudelite seast 13 parimat tunnust, tunnuste omavahelisi korrelatsioone ei arvestatud. Valimi suurus ($N = 55$) ei võimaldanud rohkem tunnuseid ühte mudelisse valida. Ennustamiseks pähklinäpi olemasolu tõenäosust Eestis viidi täismudeli analüüsid läbi kaks korda. Teisel korral jäeti laiuskraad mudelist välja. Nii laiuskraadiga, kui ilma selleta saadud, parimate mudelite põhjal leiti ennustus Eestis uurimisaladele (pähklinäpi tuvastamise tõenäosus 2 ha suurusel raiesmikul 1 h jooksul) ning võrdluseks Leedu uurimisaladele, kus pähklinäpp on teadaolevalt kõikjal tavaline (Juškaitis, 2003a, 2003b).

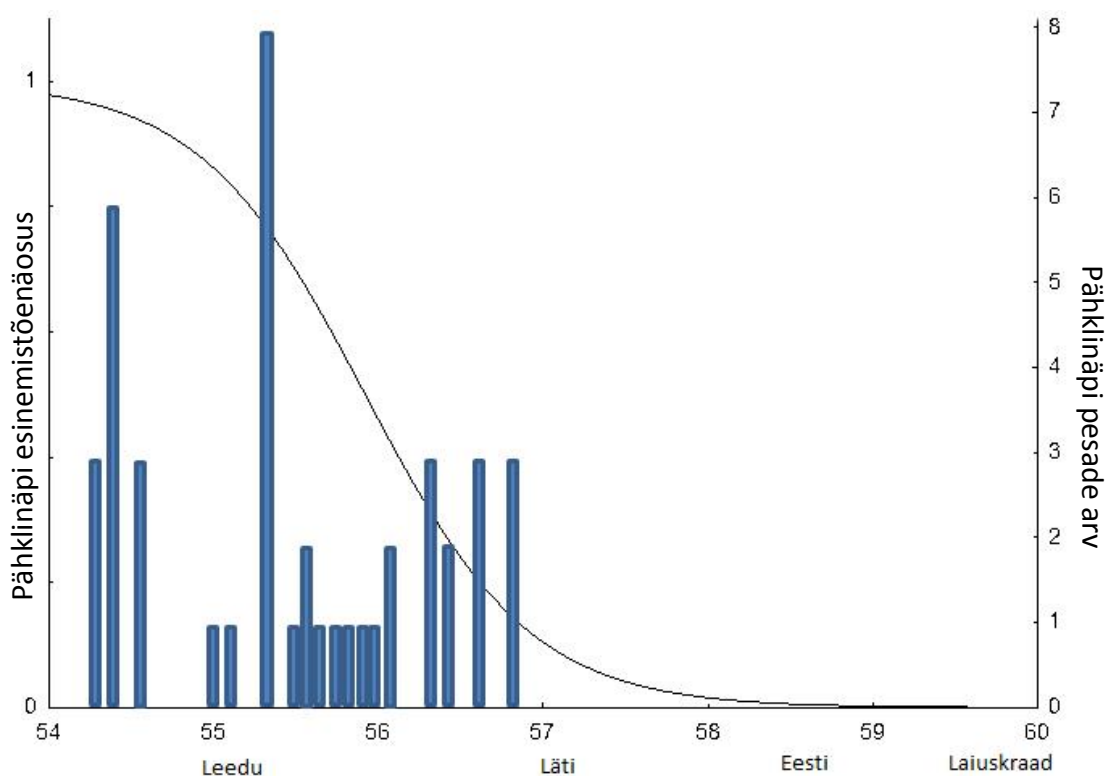
Pähklinäpi pesade leidmistõenäosuse ja uurija isiku vahelise seose kontrollimiseks kasutati χ^2 -testi. Testiti samu uurimisalasid inventeerinud uurijate leitud pesade arvulist jaotust.

Analüüsid viidi läbi programmidega R 3.0.2 (pakett *ape*) ja Statistica 10.

4. Tulemused

4.1. Pähklinäpi pesapaik

Välitööde käigus leiti kokku 43 pesa 18 raiesmikul (vt joonis 4; joonis 6). Ühel raiesmikul tuvastati liigi esinemine looma otsese vaatluse teel. Aladel, kus liigi esinemine pesade otsimise abil tuvastati, oli keskmine leitud pesade arv 2,4 (maks. 8). Pesapuuna kasutati 58% juhtudel kuuske, 33% juhtudel tamme ja 9% juhtudel sarapuud. Pesapuu keskmine kõrgus oli $2,1 \pm 0,7$ m (\pm SD; miin. 0,5, maks. 3,9) ning pesa kõrgus maapinnast oli keskmiselt $0,8 \pm 0,4$ m (miin. 0,1, maks. 1,9). Leitud pesade arv eri aastatel ei sõltunud uurija kogemusest ($\chi^2 = 1,10$, $p = 0,294$).



Joonis 6. Pähklinäpi esinemistõenäosus ja leitud pesade arv. Joon tähistab logistilise regressiooni kõverat.

4.2. Pähklinäpi seosed keskkonnaga

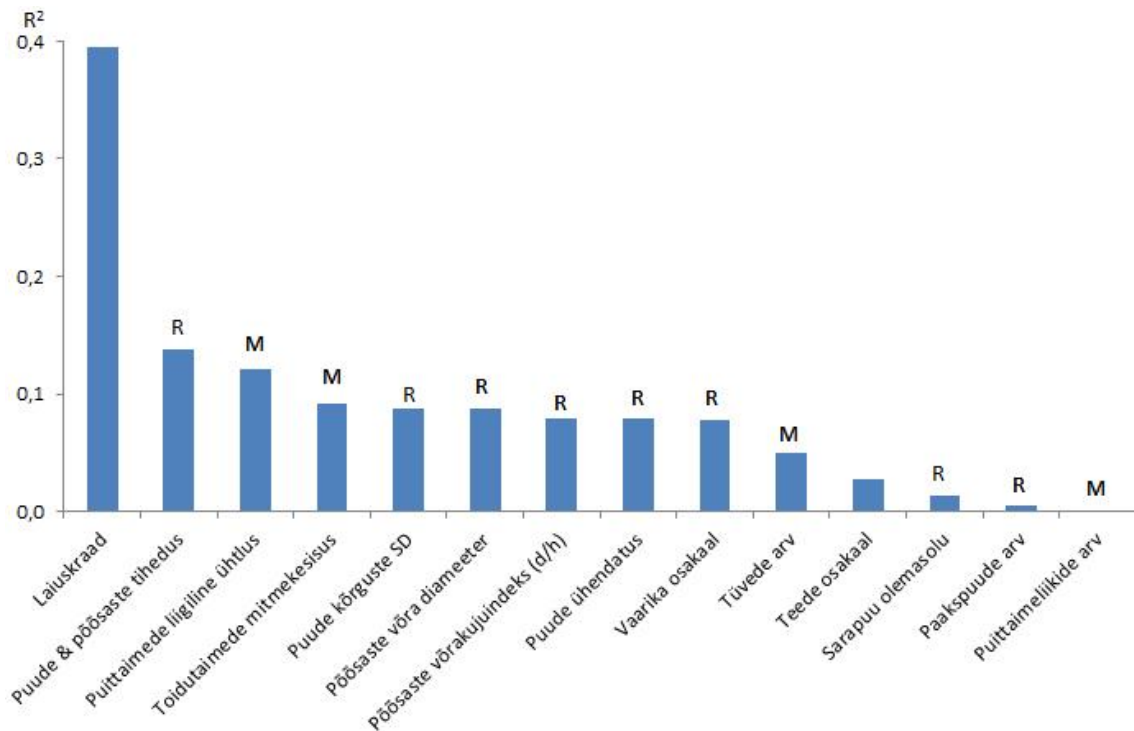
Analüüsitud keskkonnatunnustest on kõige tugevamini pähklinäpiga seotud laiuskraad. Pähklinäppi leidub rohkem lõunapoolsetel aladel (joonis 6). Pähklinäpi esinemist seletavad ühekaupa statistiliselt oluliselt mitmed puistu parameetrid. Pähklinäpp asustab statistiliselt usaldusväärset kõige sagedamini raiesmikke, millel ja mille ümbruses on madal puude ja põõsaste tihedus, madal põõsaste tihedus ning kus eri liiki puittaimede sagedus on ebaühtlane (*evenness*; lisa 2). Lisaks eelistab pähklinäpp raiesmikke, kus puud on ühekõrgused, puittaimede liigiline mitmekesisus (Shannoni indeks) on madal, puude võrad ei puutu omavahel kokku, põõsaste võra diameeter ja võraakuindeks (d/h) on suured (lisa 2).

Ühekaupa seostuvad pähklinäpi esinemisega statistiliselt oluliselt ka mitmed toidutaimede parameetrid. Pähklinäpp eelistab raiesmikke, kus on kõrge vaarika osakaal ja ohtrus ning raiesmiku ümbruses leidub sarapuud ja on madalam toidutaimede mitmekesisus ning madalam kõrgete toidutaimede mitmekesisus (lisa 2). Mitte ükski analüüsitud maastikutunnustest (maakatte jaotus) ei seostu ühekaupa pähklinäpi esinemisega statistiliselt oluliselt (lisa 2).

Mitmetunnuselisesse täielikku mudelisse valiti AIC järgi ühefaktorilistest mudelitest 13 tunnust (tabel 2). Pähklinäpp asustab täismudeli põhjal statistiliselt usaldusväärset kõige sagedamini raiesmikke, mis paiknevad lõuna pool, kus kasvavad laiema võraga põõsad ja mille ümbruses on väiksem toidutaimede mitmekesisus. Parima mudeli alusel tuvastati pähklinäppi statistiliselt sagedamini lõunapoolsetel raiesmikel, kus kasvavad laiema võraga põõsad ja puude ühendatus on väiksem (tabel 2; joonis 7).

Tabel 2. Pähklinäpi esinemist seletav mitme faktoriga III tüüpi logistilise regressiooni täismudel (A) ja samade tunnuste kõigist kombinatsioonidest valitud parim mudel (B). R – tunnus on mõõdetud raiesmikul; M – tunnus on mõõdetud raiesmiku ümbruses. Tunnuste seletust ja varieeruvust vt. tabelist 1 ja lisast 1.

Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC
A. Täismudel			<0,001	49,52
Laiuskraad	-5,17	21,34	<0,001	
Põõsaste diameeter, R	22,90	10,72	0,001	
Toidutaimede mitmekesisus, M	-5,95	4,98	0,026	
Vaarika osakaal, R	-0,10	2,43	0,119	
Puude ühendatus, R	-3,98	1,59	0,207	
Põõsarinde tihedus, M	16,31	0,67	0,412	
Puude kõrguste SD, R	-192,76	0,55	0,459	
Põõsarinde tihedus, R	-169,68	0,34	0,560	
Puude ja põõsaste tihedus, R	164,71	0,32	0,574	
Puittaimede liigiline ühtlus, R	16,69	0,20	0,653	
Puittaimede mitmekesisus, R	-6,61	0,18	0,674	
Puittaimede liigiline ühtlus, M	-6,96	0,14	0,703	
Puude ja põõsaste tihedus, M	-7,47	0,13	0,722	
B. Parim seletav mudel			<0,001	37,27
(Morani I=-0,19, p=0,065)				
Laiuskraad	-2,68	22,43	<0,001	
Põõsaste diameeter, R	12,11	12,65	<0,001	
Puude ühendatus, R	-1,18	5,33	0,021	
Toidutaimede mitmekesisus, M	-2,32	2,74	0,098	



Joonis 7. Pähklinäpile oluliste tunnuste korrelatsioonid pähklinäpi esinemisega. R–raiesmikul kirjeldatud tunnus, M– raiesmiku ümbruses kirjeldatud tunnus.

4.3. Pähklinäpi elupaigakomponendid

Pähklinäpi esinemist kirjeldavad laiuskraadi kaasamise korral puistu tunnused paremini, kui toidutaimede tunnused ja raiesmikult mõõdetud tunnused paremini, kui raiesmiku ümbruses mõõdetud tunnused. Kõige tugevamini on pähklinäpiga seotud laiuskraad, mis tuli kõigis mudelites statistiliselt kõige olulisemaks teguriks. Pähklinäppi tuvastati statistiliselt kõige sagedamini raiesmikelt, mis paiknevad vaadeldud ala lõunaosas, kus on põõsastel horisontaalsema kujuga laiad võrad, kasvab vähe kuslapuud ning mille ümbruses on vähe teid ja maaslamavaid tüvesid (tabel 3; joonis 7). Enamik antud töös mõõdetud mahalangenud tüvedest olid väikese läbimõõduga (10–30 cm). Raiesmike puistu tunnustest moodustatud mudeli puhul jäi ennustuse jääkidesse nõrk negatiivne ruumiline autokorrelatsioon (tabel 3).

Tabel 3. Mitme faktoriga III tüüpi logistilise regressiooni parimad puistu ja toidutaimede tunnuste mudelid raiesmikel (R) ja übritsevatel aladel (M) ning parim maastiku jaotuse mudel. Teemamudelid on järjestatud vastavalt AIC väärtustele. Tunnuste seletust ja varieeruvust vt. tabelist 1 ja lisast 1.

Teemamudeli tüüp ja mudeli jääkide ruumiline autokorrelatsioon					
	Tunnus	Koefitsient	χ^2	p	AIC
Puistu tunnused R				<0,001	32,08
Morani I = -0,22, p = 0,034	Laiuskraad	-3,54	40,17	<0,001	
	Põõsaste võrakuju indeks	21,14	9,51	0,002	
	Põõsaste diameeter	11,18	8,48	0,004	
Maastiku jaotus				<0,001	42,36
Morani I = -0,04, p = 0,820	Laiuskraad	-2,65	34,24	<0,001	
	Teede %	-0,78	9,87	0,002	
	Metsa %	-0,06	3,18	0,075	
	Sihtide %	-0,66	2,34	0,126	
Puistu tunnused M				<0,001	42,47
Morani I = -0,07, p = 0,574	Laiuskraad	-2,92	28,46	<0,001	
	Tüvede arv	-1,12	6,80	0,009	
	Puittaimede liigiline ühtlus	-9,52	2,30	0,129	
Toidutaimede tunnused R				<0,001	44,69
Morani I = -0,06, p = 0,627	Laiuskraad	-2,29	27,26	<0,001	
	Kuslapuude arv	-2,10	5,12	0,024	
	Kõrgete toidutaimede %	0,10	2,98	0,084	
Toidutaimede tunnused M				<0,001	47,56
Morani I = 0,05, p = 0,492	Laiuskraad	-2,05	24,53	<0,001	
	Toidutaimede mitmekesisus	-1,73	2,15	0,143	

Laiuskraadi arvestamata kirjeldavad pähklinäpi esinemist kõige paremini raiesmikul mõõdetud tunnused (tabel 4). Pähklinäpp eelistab raiesmikke, kus on suur vaarika osakaal, kasvab sarapuud, on suur paakspuude arv, väike puude kõrguste varieeruvus, suur põõsaste diameeter ja väike puude ja põõsaste tihedus. Lisaks asustab pähklinäpp raiesmikke, mille ümbruses on väike puittaimede liigilise jaotuse ühtlus, suur puittaimeliikide arv, väike maaslamavate tüvede arv, väike toidutaimede mitmekesisus, väike üldine toidutaimede ohtrus, suur paakspuude arv ja kasvab sarapuud (tabel 4; joonis 7). Pähklinäpile ei osutunud oluliseks ükski maastikutunnus. Raiesmiku ümbruse toidutaimede mudelis ja maastikutunnuste mudelis esines positiivne ruumiline autokorrelatsioon (tabel 4).

Tabel 4. Mitme faktoriga III tüüpi logistilise regressiooni parimad puistu ja toidutaimede tunnuste mudelid raiesmikel (R) ja ümbritsevatel aladel (M) ning parim maastiku jaotuse mudel juhul, kui laiuskraadiga ei arvestata. Teemamudelid on järjestatud vastavalt AIC väärtustele. Tunnuste seletust ja varieeruvust vt. tabelist 1 ja lisast 1.

Teemamudeli tüüp ja mudeli jääkide ruumiline autokorrelatsioon					
	Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC
Toidutaimede tunnused R				<0,001	55,45
Morani I = 0,05, p = 0,524	Vaarika osakaal	0,08	12,71	<0,001	
	Sarapuu olemasolu	3,42	8,90	0,003	
	Paakspuude arv	0,33	8,05	0,005	
	Toidutaimede liigiline ühtlus	-5,23	3,80	0,051	
	Kuslapuude arv	-1,26	3,01	0,083	
	Kõrgete toidutaimede %	0,08	2,08	0,149	
Puistu tunnused R				<0,001	59,75
Morani I = 0,12, p = 0,154	Puude kõrguste SD	-34,18	7,83	0,005	
	Põõsaste diameeter	5,30	4,53	0,033	
	Puude ja põõsaste tihedus	-2,24	4,39	0,036	
Puistu tunnused M				0,003	65,10
Morani I = 0,16, p = 0,079	Puittaimede liigiline ühtlus	-18,45	9,44	0,002	
	Puittaimede liikide arv	0,63	4,32	0,038	
	Tüvede arv	-0,57	4,02	0,045	
	Puude ja põõsaste basaalpindala	0,33	2,90	0,089	
	Põõsaste dbh	1,95	2,10	0,147	
Toidutaimede tunnused M				0,007	67,05
Moran i I = 0,24, p = 0,009	Toidutaimede mitmekesisus	-2,70	6,13	0,013	
	Sarapuu olemasolu	3,04	5,25	0,022	
	Üldine toidutaimede ohtrus	-1,20	4,62	0,032	
	Paakspuude arv	0,46	4,22	0,040	
	Kuslapuude arv	0,81	2,52	0,112	
Maastiku jaotus				0,133	72,87
Morani I = 0,38, p<0,001	Teede %	-0,27	3,09	0,079	
	Sihtide %	-0,30	2,05	0,152	

4.4. Ennustusmudelid Eesti kohta

Pähklinäpi esinemise tõenäosus Eestis arvutati täismudeli (tabel 2) ja ilma laiuskraadita täismudeli (tabel 5) parimate mudelite põhjal. Laiuskraadi sisaldava parima mudeli puhul on liigi leidmise tõenäosus Eestis $0,1 \pm 0,2\%$ (\pm SD; N = 8) ja ilma laiuskraadita mudeli puhul $15,7 \pm 10,1\%$. Võrdluseks on vastavad tõenäosused Leedus $66,2 \pm 34,8\%$ (N = 23) ja $44,8 \pm 28,9\%$.

Tabel 5. Pähklinäpi esinemist seletav mitme faktoriga III tüüpi logistilise regressiooni täismudel (A) ja samade tunnuste kõigist kombinatsioonidest valitud parim mudel (B) juhul, kui laiuskraadiga ei arvestata. R – tunnus on mõõdetud raiesmikul; M – tunnus on mõõdetud raiesmiku ümbruses. Tunnuste seletust ja varieeruvust vt. tabelist 1 ja lisast 1.

Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC
A. Täismudel			0,005	68,86
Põõsaste diameeter, R	11,03	7,87	0,005	
Toidutaimede mitmekesisus, M	-3,25	5,21	0,022	
Puude kõrguste SD, R	-60,47	3,22	0,073	
Puittaimede liigiline ühtlus, R	20,80	1,46	0,227	
Puude ühendatus, R	-0,64	0,75	0,388	
Puittaimede mitmekesisus, R	4,54	0,51	0,475	
Põõsarinde tihedus, R	-25,89	0,51	0,477	
Puude ja põõsaste tihedus, R	17,99	0,26	0,607	
Puittaimede liigiline ühtlus, M	-4,49	0,23	0,633	
Puude ja põõsaste tihedus, M	2,56	0,03	0,852	
Vaarika osakaal, R	0,00	0,00	0,951	
Põõsarinde tihedus, M	-0,65	0,00	0,961	
B. Parim seletav mudel			<0,001	57,03
(Morani I=0,05, p=0,474)				
Põõsaste diameeter, R	9,34	12,75	<0,001	
Toidutaimede mitmekesisus, M	-2,91	7,28	0,007	
Puude ühendatus, R	-0,73	3,59	0,058	
Puude kõrguste SD, R	-32,07	2,67	0,102	

5. Arutelu

5.1. Pähklinäpi elupaigatingimused levila põhjapiiril

Käesoleva töö tulemused näitavad, et pähklinäpi esinemine raiesmikul seostub väga tugevalt laiuskraadiga. On põhjust arvata, et laiuskraadi mõju tuleneb tugevast korrelatsioonist teiste pähklinäpile ökoloogiliselt tähtsate tunnustega nagu toidurohkus ja/või kliima sobivus. Näiteks uuriti Saksamaal analoogselt liigi esinemist kõrgusgradiendil. Sealsed tulemused näitasid, et absoluutne kõrgus on üks parimatest liigi esinemist seletavatest faktoritest, aga ilmselt on see tingitud nt puude liigirikkusega korreleerumisest, sest pähklinäppi leiti nii madalatel kui ka kõrgetel absoluutkõrgustel (Wuttke jt, 2012). Baltikumi lääneosas ei korreleeru ükski mõõdetud elupaigatunnus laiuskraadiga väga tugevalt, kuid nõrgemad seosed olid puistu arengufaasi ja toidutaimede liigilise koosseisuga (lisa 2). Tõenäoliselt korreleerub laiuskraadiga mõni käesolevas töös mõõtmata jäänud pähklinäpile oluline tunnus, nt vegetatsiooniperioodi pikkus. Eestis on vegetatsiooniperioodi pikkus keskmiselt 175–195 päeva (Keppart jt, 2006). Võrdluseks on Lääne-Leedus vegetatsiooniperioodi pikkus keskmiselt 200–206 päeva, Ida-Leedus 185–192 päeva (Bukantis, 1994 *ref.* Przybylak jt, 2010). Liialt lühikese vegetatsiooniperioodi puhul ei suuda pähklinäpp koguda talve üleelamiseks piisavat energiavaru. Vegetatsiooniperioodi lühendavad Eestis öökülmad, mille esinemisele avaldavad suurt mõju kohalik maastik ja reljeef, metsad ning mere ja teiste veekogude lähedus (Keppart jt, 2006). Ootamatud öökülmad võivad oluliselt vähendada ka pähklinäpile tähtsate toidutaimede viljakust.

Pähklinäpile on oluline sobiva puistu struktuuri olemasolu. Liik esineb valdavalt laia võra ja horisontaalsete, tüvest eemale sirutuvate okstega põõsaste ning hõredama põõsa- ja puurindega raiesmikel. Horisontaalse võraga madalamad põõsad on liikumisteedena tuule käes stabiilsemad, kui kõrged vertikaalse võraga põõsad. Lisaks võrakujule (Bright & Morris, 1990; Juškaitis jt 2013) on varasemates töödes tähtsaks peetud ka põõsarinde tihedust (Berg & Berg, 1998; Bright jt, 2006; Panchetti jt, 2007). Samas erinevate tööde tulemused on olnud vastuolulised. Saksamaal kaldub pähklinäpp asustama tihedat alusrinnet, kuid samas on liiki leitud ka väga hõreda põõsarindega aladelt (Wuttke jt, 2012). Leedus läbiviidud uuringute kohaselt väldib pähklinäpp pesapaikade valikul väga suure tihedusega noori puustuid, sest noored lehtpuud on pähklinäpile liikumiseks ebasoodsa vertikaalse kasvuga (Juškaitis jt, 2013). Käesoleva uurimustöö tulemused on pigem kooskõlas Leedu uuringuga: pähklinäppi

leiti oluliselt rohkem madalama tihedusega põõsa- ja puurindega raiesmikelt. Kõrge tihedusega põõsarindes on taimede omavaheline valguskonkurents tugevam, mistõttu tõrjutakse kooslusest välja ka pähklinäpile toidutaimena oluline vaarikas. Samas tagab tihe põõsarinne arboreaalsete ühenduste olemasolu ja visuaalse kaitse potentsiaalsete kiskjate eest (Bright jt, 2006; Panchetti jt, 2007). Käesoleva töö autori hinnangul pakub ka hõreda põõsarinde horisontaalne kasvuvorm vertikaalse vormiga võrreldes parema varjatuse kiskjate eest. Lisaks tagavad tüvest eemale sirutuvad oksad hõredamas põõsastikus sidusamad arboreaalse liikumisteed. Seega on pähklinäpi jaoks ilmselt olemas mingi optimaalne põõsarinde tiheduse väärtus, mille juures on tagatud optimaalne elupaiga varjestatuse, arboreaalsete ühenduste ja toidutaimede suhteline osakaal.

On leitud, et pähklinäpile on oluline elupaika jõudev valguse hulk, kuna see mõjutab liigile olulisi elupaigatunnuseid: alusmetsa ja põõsarinde puistu struktuuri ning toidutaimede viljakust (Bright & Morris, 1990; Juškaitis, 2007b; Juškaitis jt, 2013). Heade valgustingimuste eelduseks on puuvõrade vähene katvus. Pähklinäpp asustab rohkem raiesmikke, mida iseloomustab puude kõrguste vähene varieerumine ja mille ümbruses on väiksem maaslamavate tüvede arv. Puude kõrguste vähene varieeruvus on tingitud suurte puude vähesusest raiesmikel. Seega jõuab põõsarindeni palju valgust. Kohalikus mastaabis omab lisaks tähtsust ka väiksem puuvõrade omavaheline ühendatus raiesmikel. Puurinde avatuse tähtsust pähklinäpile on rõhutatud mitmetes varasemates uurimustöodes (Bright & Morris, 1990; Panchetti jt, 2007; Juškaitis jt, 2013). Mahalangenud puutüvesid on pähklinäpi seisukohalt uuritud Leedus, kus pähklinäpi olemasolu korreleerus positiivselt maaslamavate tüvede arvuga (Juškaitis & Šiožinyté, 2008). Vastupidine seos võib olla tingitud sellest, et käesolevas töös paiknesid raiesmiku ümbruse punktid väga erineva vanusega puistutes ja enamik mõõdetud tüvedest olid väikese ümbermõõduga, kuuludes ilmselt alusmetsa. Leedus uuriti tüvede arvu aga küpses segametsas (Juškaitis & Šiožinyté, 2008), kus maas lamavad tüved võisid olla vanad suured puud. Mõlemal juhul iseloomustab maaslamavate tüvede arv puistu suksessiooni järku ja selle kaudu põõsarindeni jõudva valguse hulka. Alusmetsa puud käesolevas töös võisid hukkuda esimese rinde poolt tekitatud valgusepuuduse tõttu. Seda kinnitab tüvede arvu positiivne korrelatsioon võrade katvusega (lisa 3). Küpses segametsas leidis aset looduslik hõrenemine ja häilude teke (Juškaitis & Šiožinyté, 2008). Seega ühel juhul indikeerib maas lamavate tüvede arv pähklinäpi jaoks valgustingimuste halvenemist ja teisel juhul tingimuste paranemist.

Mitmed varasemad pähklinäpi uuringud on rõhutanud liigirikkuse olulisust, kuna see tagab pähklinäpile stabiilse toidubaasi olemasolu (Bright & Morris, 1990; Berg & Berg 1998; Wuttke jt, 2012; Juškaitis jt, 2013). Saksamaal leiti, et pähklinäpile on vajalik vähmalt 12 erineva puittaimeliigi ja 9 potentsiaalse toidutaimeliigi olemasolu (Wuttke jt, 2012). Rootsisis leiti pähklinäppi aladelt, kus oli suur põõsarinde liikide arv (Berg & Berg, 1998). Samuti Suurbritannias ja Leedus seostatakse pähklinäppi suure liigilise mitmekesisusega nii põõsaku kui ka puurindes (Bright & Morris, 1990; Juškaitis jt, 2013). Samas nenditakse, et see, kui suur mitmekesisus on vajalik, sõltub konkreetse ala liikide kompositsioonist (Bright & Morris, 1990). Käesolev uurimus näitab, et lokaalses mastaabis ei seostu pähklinäpi esinemine oluliselt mitte ühegi uuritud taimede liigirikkust kirjeldava tunnusega. Samas laiemas mastaabis seostuvad pähklinäpi esinemisega mitmed raiesmiku ümbruses kirjeldatud liigilise mitmekesisuse tunnused. Pähklinäppi leiti rohkem raiesmikelt, mille ümbruses on puittaimede liikide arv suur, aga toidutaimeliikide arv väike. Samas puittaimeliikide omavaheline jaotus on ebaühtlane. Tõenäoliselt piisab sellest, kui mõned tähtsamad liigid esinevad suurema oskaaluga. Võimalik, et pähklinäpi levila piiril hakkavad suuremat rolli mängima üksikud taimeliigid, mille esinemine ja ohtrus määravad, kas tegu on pähklinäpile elupaigaks sobiliku alaga või mitte. Toidubaasi stabiilsuse tagamiseks võib piisata ka väiksemast toidutaimeliikide arvust. Lisaks võib pähklinäpp taimse toidu nappuse korral toituda suuremas ulatuses loomsest materjalist, eriti putukatest (Juškaitis, 2007a).

Pähklinäpile on oluline puistu koosseis: kõige olulistemaks liikideks on kuslapuu, paakspuu, vaarikas ja sarapuu. Üllatuslikult on käesolevas uuringus leitud kuslapuude arvu ja liigi esinemise vaheline seos negatiivne, mis on vastuolus varasemate töödega (Juškaitis, 2007a; Juškaitis & Šiožinyté, 2008). Leedus on kuslapuu pähklinäpile tähtis toidutaim, kuid seda ilmselt rohkem raiesmikel, kuna viljub seal oluliselt rohkem kui metsas (Juškaitis, 2007a; Juškaitis & Baltrūnaitė, 2012). Samas pesapaikade valikul ei olnud Leedu uurimustöös kuslapuude arvu ja pähklinäpi pesakastide kasutamise vaheline positiivne seos statistiliselt oluline. Tegu võis olla lokaalse eripäraga, kuna uurimisalaks oli üks 60 ha suurune keskealine puistu (Juškaitis jt, 2013). Oluline positiivne korrelatsioon kuslapuude arvu ja pähklinäpi pesakastikasutuse indeksi vahel leiti ka Leedu küpsetes segametsades (Juškaitis & Šiožinyté, 2008). Käesolevas uurimuses on raiesmiku ümbruses mõõdetud kuslapuude arv samuti positiivses korrelatsioonis pähklinäpi esinemisega, kuid seos ei ole statistiliselt oluline. Raiesmikel esinevale vastupidisele seosele ei oska töö autor head seletust välja pakkuda.

Ilmselt kaalub kuslapuu tähtsuse toidutaimena üle mingi muu tegur. Võimalik, et uuritud raiesmikel ei ole kuslapuu toidutaimena pähklinäpile oluline, kuna leidub suurel hulgal alternatiivseid paremaid toiduallikaid. Seda kinnitab ka tõsiasi, et laiemas mastaabis, laiuskraadi arvestamata, ei ole kuslapuude arv raiesmikel statistiliselt oluline ja selle asemel esineb pähklinäppi kõige rohkem uurimisaladel, kus raiesmikul leidub sarapuud, paakspuude arv on suur ja vaarika osakaal toidutaimede üldkogumist on suur. Sarapuu ei vilju iga aasta ja on seega sageli pigem pähklinäpile oluline toiduks olevate putukaliikide elupaiga ja arboreaalsete liikumisteede rajajana (Bright jt, 2006; Wolton, 2009; Juškaitis & Šiožinyté, 2008; Juškaitis jt, 2013). Samas Saksamaal ei ole sarapuu olemasolu pähklinäpile oluline (Wuttke jt, 2012). Paakspuu ja vaarika tähtsust toidutaimedena on rõhutatud mitmetes varasemates töödes (Bright jt, 2006; Juškaitis, 2007a, 2007b; Wuttke jt, 2012), aga ühes Leedu uurimuses ei ole kumbki neist liikidest pähklinäpile oluline (Juškaitis jt, 2013). Konkreetse taimeliigi olemasolu ja arvukuse obligatoorsus pähklinäpile sõltub üldisest elupaiga liigirikkusest ja liigilisest koosseisust (Bright & Morris, 1990). See seletab ka uurimustööde erinevaid tulemusi. Paakspuul, vaarikal ja sarapuul võib olla oluline mõju pähklinäpi levila põhjapiiri paiknemisele.

Pähklinäpp on kohalikus mastaabis tundlik elupaikade killustumise suhtes: liiki leiti aladelt, kus teede osakaal on väiksem. Pisiimetajad väldivad teid nende avatuse tõttu, seega on teed liikumis- ja levimistõkked ja isoleerivad ning killustavad populatsioone (McGregor jt, 2008). Elupaikade killustumist peetakse pähklinäpi halva levimisvõime ja arboreaalse eluviisi tõttu üheks põhiliseks liiki ohustavaks teguriks, mis võib põhjustada sugulusristumist ja liigi lokaalset väljasuremist, juhul kui isolatsiooni sattuv ala on liiga väike toetamaks elujõulist populatsiooni (Bright & Morris, 1991; Capizzi jt, 2002; Vilhelmsen, 2003; Bright jt, 2006; Keckel jt, 2012). Pähklinäpp väldib isegi väikeseid katkestusi põõsarindes ja maapinnale laskumise asemel eelistab võimalusel kasutada pikemat arboreaalset liikumisteed (Bright & Morris, 1991; Bright, 1998). Enamasti ületavad ainult noorloomad meelsamini lagedaid maastikke, ebasobivas maastikus võidakse liikuda kuni 600 m (Büchner, 2008; Keckel jt, 2012).

Samas ei ole teede mõju pähklinäpile ainult negatiivne. Metsamassiive läbivad teed loovad juurde metsaservi, kus puistu struktuur ja liigiline koosseis on tänu paranenud valgustingimustele sageli pähklinäpile sobivam kui homogeenise ühevanuselise metsamassiivi keskel (Foppen jt, 2002; Vilhelmsen, 2003; Juškaitis, 2008). Käesolevas töö raames osutus

teede negatiivne mõju elupaikade killustajana suuremaks, kuid mõnel juhul võib teede positiivne mõju negatiivse üle kaaluda.

Laiuskraadi ja ruumilise autokorrelatsiooni olulisus pähklinäpi esinemist seletavates mudelites näitab, et analüüs ei hõlmanud kõiki liigile olulisi keskkonnatunnuseid. Edasised pähklinäpi elupaigakasutuse uuringud võiksid välja selgitada antud töös arvestamata jäänud ja ilmselt laiuskraadiga korreleeruva faktori. See võimaldaks koostada täpsemaid ennustumudeleid pähklinäpi esinemise ja elupaikade kvaliteedi kohta liigi levila põhjapiiril.

5.2. Pähklinäpi levila piir ja liigi asurkonna võimalikkus Eestis

Põhjapoolsetel uurimisaladel olid pähklinäpile oluliselt ebasobivamad elupaigatingimused, kui lõunapoolsetel aladel. Parima mudeli ennustuse põhjal on pähklinäpi leidmise tõenäosus Eestis väga madal. Samas, kui arvestada ainult elupaigatunnuste varieeruvust ilma põhjakoordinaadita, on liigi ennustatav esinemistõenäosus Eestis palju suurem. Leedus on pähklinäpi leidmise tõenäosus ka sellisel juhul peaaegu kolm korda suurem. Leedu on ainus pähklinäpi levila põhjapiiril olev riik, kus pähklinäpp esineb küll madalamatel populatsioonitihedustel, kuid ta ei ole ohustatud, vaid on pigem tavaline liik (Juškaitis, 2003a, 2003b). Seega on arvatud, et Põhja-Lätist ei ole liiki leitud vähese uurituse tõttu ning samal põhjusel on liik määratletud Läti punases nimestikus (Pilāts, 1994; Juškaitis, 2003b). Käesoleva töö raames paiknevad enamus liigi leiukohtadest Leedus ja leiukohtade vähesus Lätis ei saa töö raames kasutatud ühtse metoodika tõttu olla tingitud väiksemast uurimispingutusest. Arvatavasti paikneb pähklinäpi levila piir Lätis mööda Daugava jõge (V. Pilāts, avaldamata andmed). Ka käesolevas uurimustöös ei leitud pähklinäpi pesi põhjapool Daugavat (joonis 4). Lõuna-Läti pähklinäpi asurkonna olemasolu on kindel, kuid Eesti asustus on endiselt kinnitamata. Ennatlik oleks aga järeldada, et viimaste aastate edutud otsingud ja kinnitamata leiukohtade teated (vt ptk 2.3), viitavad liigi väljasuremisele Eestis. Pigem on alust arvata, et pähklinäpp on meil sobivate elupaikade vähesuse ja madalama kvaliteedi tõttu äärmiselt haruldane liik, kelle olemasolu põhjapoolsetel uurimisaladel jäi tuvastamata valimi väiksuse tõttu. Seega oleksid vajalikud edasised uuringud liigi tuvastamiseks Eestis, mis keskenduksid sobiva liigilise koosseisu ja puistu struktuuriga aladele.

5.3. Liigikaitse alased soovitused

Kui pähklinäppi soovitakse endiselt Eesti liiginimekirja kuuluvaks lugeda, tuleks olemasolevad populatsioonid võimalikult kiirelt tuvastada. Kuna meie aladel on pähklinäpi leidmise tõenäosus oluliselt väiksem, tuleks otsinguid intensiivistada ja tõhusamaks muuta.

Pähklinäppi tasub otsida eelkõige avatud puurindega valgusküllastest puistutest, kus leidub paakspuud, sarapuud ja vaarikat. Pähklinäpi looduslike pesade otsimisel tuleks pöörata rohkem tähelepanu noortele kuuskedele ja tammedele, kuna pähklinäpp kasutab neid pesapuuna kõige rohkem.

Pähklinäpi populatsiooni tuvastamise korral Eestis tuleb koostada kaitse tegevuskava, et tagada liigile võimalikult hea elupaiga kvaliteet. Lokaalsete eripäradega arvestamiseks on väärtuslik kohalikest uuringutest pärit informatsioon. Populatsiooni tuumikalas toetaksid pähklinäpi populatsioone metsamajanduslikud võtted, mis soodustavad laia ja horisontaalse võrastruktuuriga põõsarinde ja piisavalt avatud puurinde kujunemist. Sobivate elupaigalaikude hulk maastikus on pähklinäpile eluliselt tähtis, seega on soovitatav keskenduda ka nende kaitsele ja sidususele. Elupaigalaikude ühendamiseks sobib hekkide ja nn astmelaudade ehk väikeste liigile ajutuselt sobivate elupaikade rajamine, mille vahed ei tohiks olla suuremad kui 100 m (Mortelliti jt, 2011, 2013). Elupaikade killustumist põhjustavate teede negatiivse mõju vältimiseks on oluline sobilike rohesildade rajamine, mis omaks kasulikku mõju ka teistele liikidele (Klein, 2010). Erinevalt paljudest teistest pisinärilistest ei sobiks arboreaalse eluviisiga pähklinäpile teede ületuseks tunnelite rajamine. Unilastele sobivad teede ületuseks puittaimedega kaetud ökoduktid, köisteed ja spetsilaased terastrassid (Vilhelmsen, 2003; Klein, 2010).

6. Kokkuvõte

Pähklinäpp on Euroopas ohustatud ning kaitsealune näriline, kelle esinemise kohta Eestis viimase 30 aasta vältel kindlad tõendid puuduvad. Kitsale ressursikasutusele spetsialiseerunud liigi kaitse korraldamiseks on vaja mõista tema elupaiganõudlust. Pähklinäpi elupaigakasutust raiesmikel ei ole seni põhjalikult uuritud. Samuti ei ole uuritud pähklinäpi leviku seost põhja-lõuna gradiendiga levila põhjaservas. Käesoleva uurimuse eesmärkideks on kirjeldada pähklinäpi elupaigatingimusi levila põhjapiiril, kirjeldada elupaigatingimuste muutumist põhja-lõuna gradiendil ja teha järeldus pähklinäpi asurkonna võimalikkuse kohta Eestis.

Uurimisalad paiknesid Lõuna-Leedust Põhja-Eestini 55 võsastunud raiesmikul. Pähklinäpi esinemine tuvastati suvepesade otsimise või otsese vaatluse teel 19 raiesmikul. Igal raiesmikul ja selle ümbruses kirjeldati rida erinevaid elupaigatunnuseid.

Pähklinäpp leiti põhiliselt lõunapoolsetelt aladelt. Põhjapoolsed uurimisalad on pähklinäpi jaoks oluliselt kehvema kvaliteediga kui lõunapoolsed alad. Liik esineb rohkem raiesmikel, mida iseloomustab laia ja horisontaalse võrastruktuuriga põõsarinne ning mille ümbruses on alusmets suurema valgustatusega. Liiki dokumenteeriti rohkem raiesmikelt, mille ümbruses on puittaimede liigirikkus suur, aga toidutaimede mitmekesisus väike. Samas on oluline puittaimeliikide omavahelise jaotuse ebaühtlus. Pähklinäpi esinemine levila põhjapiiril on suuresti määratud teatud toidutaimede (vaarikas, paaksupuu ja sarapuu) olemasoluga. Käesoleva töö tulemused näitavad, et lokaalses mastaabis on teedel oluline roll elupaikade killustumisel.

Käesoleva töö raames pähklinäpi esinemist Eestis ei dokumenteeritud. Pähklinäpi elupaigamudeli põhjal on Eesti raiesmike sobivus 16%, mis on kolm korda väiksem kui Leedus. Elupaikade madalale kvaliteedile vaatamata on ennatlik järeldada, et pähklinäpp on Eestis väljasurnud. Liigi esinemise tuvastamiseks tuleks edasistel uuringutel keskenduda sobiva liigilise koosseisu ja puistu struktuuriga aladele.

7. Summary

Habitat use of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the northern limit of its distributional range: probability of presence in Estonia.

Common dormouse is protected species in Europe. No evidence of its presence in Estonia has been found during last 30 years. An accurate description of habitat requirements is a key part of conservation management for specialized species. Habitat use of common dormouse has not been thoroughly investigated on overgrown clearings. Moreover, the presence of the species has not been studied in relation to north-south gradient in northern areas of the species range. Purpose of this research was to describe the habitat conditions of dormouse in the northern limit of its distributional range; describe how the habitat conditions change from south to north; deduce if there is any chance to find population of dormouse in Estonia.

Our study plots located on 55 overgrown clearings from Southern Lithuania to Northern Estonia. Presence of common dormouse was confirmed on 19 study plots by searches for summer nests or direct observations of the species. Different types of habitat parameters were recorded in every study plot.

Common dormouse was mostly found from southern study areas. Higher latitudes had poorer habitats for the common dormouse than lower latitudes. The species was documented more often on clearings which were characterized by wide shrubs with horizontal branches and were surrounded by forest stands with well lighted understory. In addition high diversity and small evenness of woody plant species and low diversity of food plant species in surrounding landscape were important factors determining the presence of dormouse on clearings. Important plant species that might determine the distributional limit for the species are raspberry, hazel and glossy buckthorn. Present research implies that roads have important role as factors increasing habitat fragmentation on a local scale.

In Estonia dormouse presence was not documented during this study. Suitability of Estonian clear-cuts for common dormouse is only 16%, which is three times lower than in Lithuania. However it is too early to presume that the common dormouse is extinct species in Estonia. Additional research for ascertaining the presence of dormouse populations in Estonia should concentrate on areas with suitable species composition and forest structure.

8. Tänuavaldused

Täna kõiki töö valmimisele kaasaaidanud isikuid. Eelkõige täna oma juhendajat Jaanus Remmi. Suured tänud sooja vastuvõtu, õpetuse, nõuannete ja majutuse eest Leedu pähklinäpi uurijale Rimvydas Juškaitisele ja tema perele. Samuti täna Lätis öömaja pakkunud ja nõuandeid jaganud Valdis Pilāts'i. Pesade otsimisel osales rida usinaid tudengeid: Rauno Kalda, Oliver Kalda, Katri Pärna, Mirjam Pullerits, Margus Vilbas, Merle Palk, Daniel Valdma, Kaisa Telve, Kristiina Taitis ja Martin Absalon, kellele kõigile ma olen abi ja seltskonna eest igati tänulik. Täna metsandusalase nõu ja välitöövahendite laenamise eest Kersti Leilopit. Täna toredat Kristina Dauparaite'i pere, kes pakkus mulle Leedu paksude metsade vahel autoremonditeenuseid ja meelelahutust. Soojad tänusõnad kuuluvad ka minu perekonnale moraalse toe eest.

Uuringut rahastati sihtfinantseerimisteemast "Fülogeneetilised ja võrdlev-ökoloogilised uuringud loomadel" (SF0180122s08, juht: T. Tammaru).

9. Kasutatud kirjandus

- Akaike, H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, **19**, 716–723.
- Aul, J., Ling, H. & Paaver, K. (1957) Eesti NSV imetajad. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.
- Berg, L. (1996) Small-scale changes in the distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* (Rodentia, Myoxidae) in relation to vegetation changes. *Mammalia*, **60**, 211–216.
- Berg, L. & Berg, Å. (1998) Nest site selection by the dormouse *Muscardinus avellanarius* in two different landscapes. *Annales Zoologici Fennici*, **35**, 115–122.
- Berg, L. & Berg, Å. (1999) Abundance and survival of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a temporary shrub habitat: trapping study. *Annales Zoologici Fennici*, **36**, 159–165.
- Bertolino, S. (2006) Microhabitat use by garden dormice during nocturnal activity. *Journal of Zoology*, **272**, 176–182.
- Bright, P.W. & Morris, P.A. (1990) Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in southwest England. *Biological Conservation*, **54**, 307–326.
- Bright, P.W. & Morris, P.A. (1991) Ranging and nesting behavior of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology, London*, **224**, 177–190.
- Bright, P.W. & Morris, P.A. (1993) Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. *Journal of Zoology*, **230**, 69–85.
- Bright, P.W., Mitchell, P. & Morris, P.A. (1994) Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 329–339.

- Bright, P.W., Morris, P.A. & Wiles, N.J. (1996) Effects of weather and season on the summer activity of dormice *Muscardinus avellanarius*. *Journal of Zoology, London*, **238**, 521–530.
- Bright, P.W. (1998) Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour*, **56**, 1485–1490.
- Bright, P.W., Morris, P.A. & Mitchell-Jones, T. (2006) *The Dormouse Conservation Handbook*. 2nd edn. English Nature, Peterborough.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S.L. (2006) Global biodiversity conservation priorities. *Science*, **313**, 58–61.
- Bukantis, A. (1994) Lietuvos klimatas (Vadovėlis universitetų geografijos specialybės studentams). Vilnius. VU leidykla.
- Büchner, S. (2008) Dispersal of common dormice *Muscardinus avellanarius* in a habitat mosaic. *Acta Theriologica*, **53**, 259–262.
- Büchner, S., Lang, J & Jokisch, S. (2010) Monitoring der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* in Hessen im Rahmen der Berichtspflicht zur FFH-Richtlinie. *Natur und Landschaft*, **85**, 334–339.
- Capizzi, D., Battistini, M. & Amori, G. (2002) Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. *Italian Journal of Zoology*, **69**, 25–31.
- Di Cerbo, A. R. & Biancardi, C. M. (2013) Monitoring small and arboreal mammals by camera traps: effectiveness and applications. *Acta Theriologica*, **58**, 279–283.
- Duma, I. (2007) Distribution of *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) (Mammalia: Rodentia: Gliridae) in the southwestern Romania with notes of the breeding and biology of the species. *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle „Grigore Antipa“*, **50**, 395–403.
- Ehlers, S. (2012) The importance of hedgerows for hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Northern Germany. *Peckiana*, **8**, 41–47.

- Foppen, R., Verheggen, L. & Boonman, M. (2002) Biology, status and conservation of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in the Netherlands. *Lutra*, **45**, 147–154.
- Grevé, K. (1909) Säugetiere Kur-, Liv-, Estlands. Buchhandlung W. Mellin u. Co, Riga.
- Hecker, K., Bakó, B. & Csorba, G. (2003) Distribution ecology of the Hungarian dormouse species, based on the national biodiversity monitoring system. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **49**, 45–54.
- Jaik, K. (2010) Kahe unilaseliigi, pähklinäpi (*Muscardinus avellanarius*) ja lagritsa (*Eliomys quercinus*), elupaigakasutus ning levik Eestis. Bakalaureusetöö, Tartu Ülikool.
- Juškaitis, R. (1994) The structure and dynamics of common dormouse (*Muscardinus avellanarius* L.) populations in Lithuania. *Hystrix*, **6**, 273–279.
- Juškaitis, R. (1997) Ranging and movement of the Common dormouse *Muscardinus avellanarius* in Lithuania. *Acta Theriologica*, **42**, 113–122.
- Juškaitis, R. (1999) Life tables for the common dormouse *Muscardinus avellanarius* in Lithuania. *Acta Theriologica*, **44**, 465–470.
- Juškaitis, R. (2000) Abundance dynamics of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*), fat dormouse (*Glis glis*) and yellow necked mouse (*Apodemus flavicollis*) derived from nestbox occupation. *Folia Theriologica Estonica*, **5**, 42–50.
- Juškaitis, R. (2001) Weight changes of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*, L.) during the year in Lithuania. *Trakya University Journal of Scientific Research, Series B*, **2**, 79–83.
- Juškaitis, R. (2003a) Abundance dynamics and reproduction success in the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, populations in Lithuania. *Folia Zoologica*, **52**, 239–248.
- Juškaitis, R. (2003b) New data on distribution, habitats and abundance of dormice (Giliridae) in Lithuania. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **49**, 55–62.
- Juškaitis, R. (2005a) Daily tropor in free-ranging common dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Lithuania. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, **70**, 242–249.

- Juškaitis, R. (2005b) The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta Theriologica*, **50**, 43–50.
- Juškaitis, R. (2007a) Feeding by the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*): a review. *Acta Zoologica Lithuanica*, **17**, 151–159.
- Juškaitis, R. (2007b) Peculiarities of habitats of the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, within its distributional range and in Lithuania: A review. *Folia Zoologica*, **56**, 337–348.
- Juškaitis, R. (2007c) Habitat selection in the common dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) in Lithuania. *Baltic Forestry*, **13**, 89–95.
- Juškaitis, R. & Remeisis, R. (2007a) Summer nest sites of the common dormouse *Muscardinus avellanarius* L. In young woodlands of Lithuania. *Polish Journal of Ecology*, **55**, 795–803.
- Juškaitis, R. & Remeisis, R. (2007b) Harvest mice *Micromys minutus* and common dormice *Muscardinus avellanarius* live sympatric in woodland habitat. *Acta Theriologica*, **52**, 349–354.
- Juškaitis, R. (2008) The Common Dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, Population Structure and Dynamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius.
- Juškaitis, R. & Šiožinytė, V. (2008) Habitat requirements of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the fat dormouse (*Glis glis*) in mature mixed forest in Lithuania. *Ekológia (Bratislava)*, **27**, 143–151.
- Juškaitis, R. & Baltrūnaitė, L. (2012) Feeding on the edge: the diet of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus 1758) on the northern periphery of its distributional range. *Mammalia*, **77**, 149–155.
- Juškaitis, R., Balčiauskas, L. & Šiožinytė, V. (2013) Nest site selection by the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*: is safety more important than food? *Zoological Studies*, **52**, 53.

- Keckel, M. R., Büchner, S. & Ansorge, H. (2012) Does the occurrence of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in East-Saxony (Germany) dependent on habitat isolation and size? *Peckiana*, **8**, 57–60.
- Keppart, L., Loodla, K. & Raudsepp, H. (2006) Eesti keskmisi ja äärmuslikke argokliima näitajaid aastatel 1961-2005. *Argonoomia 2006*, Jõgeva Sordiaretuse Instituut, Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaviiljeluse Instituut, Jõgeva, 253–256.
- Klein, L. (2010) Loomad ja liiklus Eestis. Käsiraamat konfliktide määratlemiseks ja tehnilised lahendused meetmete rakendamiseks. Maanteeamet, Tallinn-Tartu.
- McGregor, R.L., Bender, D.J. & Fahrig, L. (2008) Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, **45**, 117–123.
- Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzemberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralik, V. & Zima, J. (1999) The Atlas of European Mammals. The Academic Press, London.
- Morris, P.A., Bright, P.W. & Woods, D. (1990) Use of nestboxes by the dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation*, **51**, 1–13.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., Fagiani, S., Pollini, B. & Boitani, L. (2011) Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 153–162.
- Mortelliti, A., Santarelli, L., Sozio, G., Fagiani, S. & Boitani, L. (2013) Long distance field crossings by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. *Mammalian Biology*, **78**, 309–312.
- Naim, D. M., Telfer, S., Tatman, S., Bird, S., Kemp, S.J. & Watts, P.C. (2014) Movement patterns and genetic diversity of wild and reintroduced common dormice, *Muscardinus avellanarius*. *Genetics and Molecular Research*, **13**, 167–181.
- Nowak, R.M. (1991) Walker's Mammals of the World, 5th edn. The John Hopkins University Press, Baltimore.

- Panchetti, F., Sorace, A., Amori, G. & Carpaneto, G.M. (2007) Nest site preference of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in two different habitat types of central Italy. *Italian Journal of Zoology*, **74**, 363–369.
- Pilāts, V. (1994) Dormice-their present status in Latvia. *Hystrix*, **6**, 185–194.
- Pimm, L.S. & Raven, P. (2000) Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843–845.
- Primack, R.B., Kuresoo, R. & Sammul, M. (2008) Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Przybylak, R., Majorowicz, J., Brazdil, R. & Kejna, M. (2010) The Polish Climate in the European Context: An Historical Overview. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Sara, M. & Casamento, G. (1995) Distribution and ecology of dormice (Myoxtdae) in Sicily: a preliminary account. *Hystrix*, **6**, 161–168.
- Scherbaum-Heberer, C., Koppmann-Rumpf, B., Dukova, S. & Schmidt, K. (2012) Comparison of two nestbox types and their suitability for the common dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Peckiana*, **8**, 167–172.
- Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., (...), Watkinson, A.R. (2009) One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology*, **23**, 557–567.
- Timm, U. (2008) Unilaste pesakastide asustatus 2008. aastal. Käsikirjalise töö aruanne Eesti Looduseuurjate Seltsi raamatukogus.
- Timm, U. & Jaik, K. (2011) Unilaste pesakastide asustatus 2011. aastal. Käsikirjalise töö aruanne Eesti Looduseuurjate Seltsi raamatukogus.
- Verbeylen, G. (2006) Status and conservation of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Province of Limburg (Flanders, Belgium). *Lutra*, **49**, 75–88.
- Vilhelmsen, H. (2003) Status of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Denmark. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **49**, 139–145.
- Wolton, R. (2009) Hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) nest site selection in hedgerows. *Mammalia*, **73**, 7–12.

Wuttke, N., Büchner, S. Roth, M. & Böhme, W. (2012) Habitat factors influencing the distribution of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Ore Mountains, Saxony, Germany. *Peckiana*, **8**, 11–20.

Zaytseva-Anciferova, H. & Nowakowski, W. (2012) The reactions of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) to the odour of nest. *Peckina*, **8**, 203–207.

Veebilehed

eElurikkus – Eesti ohustatud liikide punane nimestik. < <http://elurikkus.ut.ee> > (13. Aprill 2014).

IUCN, 2013 – IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org> (4. aprill 2014).

Lisa 1. Uuritud elupaigatunnused ja nende mediaanid, 25-% ja 75-% kvantiilid aladel, kus pätklinäpp (PN) esines ja aladel, kus pätklinäpp ei esinenud. Raiesmikel (R) mõõdetud tunnuste ja raiesmiku ümbruses (M) mõõdetud tunnuste väärtused on toodud eraldi.

Tunnus	PN esines (N=19)		PN ei esinenud (N=36)	
	R	M	R	M
	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)
Laiuskraad	55,7 (55,1; 56,0)		57,0 (56,4; 57,8)	
Puistu tunnus				
1. Puude ja põõsaste kõrgus (h), m	1,8 (1,6; 2,0)	3,4 (1,9; 4,7)	1,9 (1,5; 2,2)	3,3 (2,2; 4,1)
2. Puude h, m	0 (0; 5,2)	10,7 (5,7; 14,9)	0 (0; 5,9)	8,3 (5,3; 11,5)
3. Põõsaste h, m	1,8 (1,6; 2,0)	1,5 (1,0; 1,8)	1,8 (1,5; 2,0)	1,4 (1,2; 1,8)
4. Puude ja põõsaste kõrguste varieeruvus (SD)	0,8 (0,6; 0,9)	4,9 (3,3; 5,5)	0,9 (0,6; 1,1)	3,8 (2,7; 4,9)
5. Puude kõrguse SD	0 (0; 0)	1,6 (0,3; 3,0)	0 (0; 0)	1,5 (0,7; 3,0)
6. Põõsaste kõrguse SD	0,7 (0,6; 0,8)	0,9 (0,7; 1,1)	0,8 (0,6; 0,9)	0,8 (0,6; 0,9)
7. Puude ja põõsaste võra diameeter (d), m	0,9 (0,8; 1,0)	–	0,9 (0,7; 1,0)	–
8. Puude võra d, m	0 (0; 1,4)	–	0 (0; 1,9)	–
9. Põõsaste võra d, m	0,9 (0,8; 1,0)	0,9 (0,6; 1,2)	0,8 (0,7; 0,9)	0,7 (0,6; 1,0)
10. Põõsaste võrakuindeks (d/h)	0,6 (0,5; 0,6)	0,6 (0,5; 0,8)	0,5 (0,4; 0,6)	0,6 (0,5; 0,7)
11. Puude ja põõsaste tüve rinnasläbimõõt (dbh), cm	0 (0; 0,1)	2,9 (1,3; 3,5)	0,0 (0; 0)	1,9 (0,8; 3,4)
12. Puude dbh, cm	0 (0; 0)	12,0 (7,3; 19,2)	0 (0; 0)	8,9 (5,4; 13,1)
13. Põõsaste dbh, cm	0 (0; 0)	0,1 (0; 0,2)	0 (0; 0)	0 (0; 0,1)
14. Puude ja põõsaste ühendatus	2,0 (1,8; 2,7)	–	2,2 (1,8; 2,7)	–
15. Puude ühendatus	0 (0; 0)	–	0 (0; 4,3)	–
16. Põõsaste ühendatus	2,0 (1,8; 2,7)	1,2 (0,9; 2,3)	2,2 (1,7; 2,7)	1,4 (1,0; 1,9)
17. Puude ja põõsaste tihedus, taimede arv/m ²	0,8 (0,6; 1,0)	0,5 (0,4; 0,6)	1,1 (0,8; 1,3)	0,7 (0,4; 0,9)
18. Puude tihedus, taimede arv/m ²	0 (0; 0)	0,1 (0; 0,1)	0 (0; 0)	0,1 (0; 0,1)
19. Põõsaste tihedus, taimede arv/m ²	0,8 (0,6; 1,0)	0,4 (0,3; 0,5)	1,0 (0,8; 1,3)	0,6 (0,4; 0,8)
20. Puittaimede mitmekesisus (H')	0,6 (0,5; 0,8)	0,5 (0,4; 0,5)	0,7 (0,7; 1)	0,6 (0,4; 0,7)
21. Puittaimede liigiline ühtlus (E _h)	0,4 (0,3; 0,4)	0,3 (0,3; 0,3)	0,4 (0,4; 0,5)	0,4 (0,3; 0,4)
22. Puu- ja põõsarinde liikide arv	6,0 (4,8; 7,0)	4,5 (4,0; 6,0)	5,8 (5,5; 6,9)	4,8 (3,6; 5,5)
23. Taimestiku katvus fotodelt, %	26,8 (20,3; 57,5)	63,8 (41,5; 66,3)	41,3 (34,9; 66,5)	59,8 (41,0; 74,3)
24. Taimestiku katvus silmaga, %	–	55,0 (32,5; 63,8)	–	54,4 (31,3; 66,5)
25. Basaalpindala (relaskoobiga mõõdetud), m ² /ha	–	12,8 (7,8; 22,8)	–	14,6 (6,4; 19,8)
26. Puude ja põõsaste baasalpindala, m ² /ha	0,4 (0,3; 0,6)	3,8 (2,0; 5,4)	0,5 (0,3; 0,7)	2,2 (1,4; 4,4)
27. Puude baasalpindala, m ² /ha	0 (0; 0)	20,0 (10,8; 26,5)	0 (0; 0)	11,9 (6,0; 21,3)
28. Põõsaste baasalpindala, m ² /ha	0,4 (0,3; 0,6)	0,2 (0,1; 0,4)	0,5 (0,3; 0,6)	0,2 (0,1; 0,4)
29. Maas lamavate tüvede arv	–	1,0 (0,5; 1,8)	–	1,5 (0,8; 2,8)
30. Kändude arv	–	0,5 (0; 1,3)	–	0,5 (0,3; 1,0)

Järgneb.

Lisa 1. Järg.

Tunnus	PN esines (N=19)		PN ei esinenud (N=36)	
	R	M	R	M
	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)	Mediaan (25%; 75%)
Toidutaimede tunnus				
1. Toidutaimeliikide arv	3,0 (2,8; 4,0)	2,3 (2,0; 3,0)	3,3 (2,6; 4,4)	2,5 (2,1; 3,4)
2. Toidutaimede mitmekesisus (H')	0,8 (0,6; 1,0)	0,6 (0,5; 0,9)	1,0 (0,7; 1,2)	0,9 (0,7; 1,2)
3. Toidutaimede liigiline ühtlus (E _n)	0,7 (0,6; 0,9)	0,6 (0,5; 0,8)	0,9 (0,7; 0,9)	0,8 (0,6; 0,9)
4. Kõrgete toidutaimede liikide arv	2,8 (2,5; 3,5)	2,0 (1,5; 2,5)	3,1 (2,5; 3,8)	2,4 (1,6; 5,8)
5. Kõrgete toidutaimede H'	0,8 (0,6; 1,0)	0,6 (0,5; 0,7)	1,0 (0,7; 1,1)	0,8 (0,6; 1,0)
6. Kõrgete toidutaimede E _n	0,8 (0,6; 0,9)	0,6 (0,5; 0,8)	0,9 (0,7; 0,9)	0,8 (0,5; 0,9)
7. Üldine toidutaimede ohtrus	2,0 (1,5; 3,0)	1,5 (1,0; 2,3)	2,0 (1,5; 2,5)	1,8 (1,0; 2,4)
8. Toidutaimede ohtrus puhma- ja rohurindes	1,5 (1,0; 2,3)	0,8 (0,5; 1,0)	0,8 (0,5; 2,3)	0,8 (0,5; 1,5)
9. Kõrgete toidutaimede osakaal, %	100,0 (98,5; 100,0)	74,4 (50,0; 100,0)	98,8 (91,4; 100,0)	76,1 (60,9; 93,2)
10. Kõrgete toidutaimede osakaal kõigi toidutaimede hulgast×üldine toidutaimede ohtrus	2,0 (1,5; 3,0)	1,3 (0,7; 2,3)	2,0 (1,3; 2,5)	1,5 (1,0; 2,3)
11. Sarapuu olemasolu	0,8 (0,5; 1,0)	0,8 (0,3; 1,0)	0,8 (0; 1,0)	0,5 (0,3; 0,8)
12. Kuslapuude arv	0 (0; 0,3)	0 (0; 0,8)	0 (0; 0,6)	0 (0; 0,5)
13. Paakupuude arv	0,3 (0; 2,8)	0 (0; 1,0)	0,8 (0; 2,6)	0 (0; 1,1)
14. Sarapuude arv	2,0 (0,8; 2,8)	2,0 (0,3; 2,8)	1,5 (0; 2,8)	1,0 (0,3; 2,3)
15. Vaarika olemasolu	0,8 (0,5; 1,0)	0,3 (0; 0,5)	0,8 (0,3; 0,8)	0,3 (0; 0,5)
16. Vaarika osakaal, %	35,0 (9,8; 52,5)	6,0 (0; 25,0)	14,4 (5,6; 23,8)	5,8 (0; 17,8)
17. Vaarika osakaal kõigi toidutaimede hulgast×puhmarinde toidutaimede ohtrus	0,7 (0,1; 1,4)	0,1 (0; 0,3)	0,2 (0,1; 0,6)	0,1 (0; 0,2)

Lisa 2. Ühe faktoriga logistiline regressioon ja ühetunnuselised korrelatsioonid laiuskraadiga. Raiesmikul mõõdetud tunnused– R ja ümbruses mõõdetud tunnused–M. Ära on toodud Spearmani korrelatsioonikordaja r_s , mille statistiline olulisus on märgitud järgmiselt: • - $p < 0,1$; * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; *** - $p < 0,001$. Rasvases kirjas tunnused valiti tunnuste omavaheliste korrelatsioonide alusel teeamudelitesse edasisteks mitme faktoriga logistilise regressiooni analüüsideks.

Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC	r_s
Laiuskraad	-1,99	27,2	<0,001	47,71	
A. Puistu tunnus					
Puude ja põõsaste tihedus, taimede arv/m², R	-2,82	9,22	0,002	65,69	0,219
Põõsaste tihedus, taimede arv/m ² , R	-2,73	8,57	0,003	66,33	0,180
Puittaimede liigiline ühtlus, R	-12,19	7,38	0,007	67,53	0,220
Puude ja põõsaste tihedus, taimede arv/m ² , M	-3,11	6,14	0,013	68,76	0,080
Puude kõrguste SD, R	-25,98	6,08	0,014	68,82	0,373**
Põõsaste tihedus, taimede arv/m ² , M	-3,27	5,87	0,015	69,04	0,090
Puittaimede mitmekesisus (Shannoni indeks), R	-3,96	5,84	0,016	69,06	0,220
Puittaimede liigiline ühtlus (E_h), M	-11,21	5,77	0,016	69,14	0,259•
Puude ühendatus, R	-0,61	5	0,025	69,91	0,331*
Põõsaste diameeter, m, R	4,11	4,47	0,034	70,43	0,116
Põõsaste võrakuindeks (d/h), R	6,46	4,08	0,043	70,82	0,095
Puude dbh, cm, M	0,08	3,74	0,053	71,16	-0,437***
Puude tihedus, taimede arv/m ² , R	-27,04	3,41	0,065	71,5	0,282*
Tüvede arv, M	-0,43	3,38	0,066	71,52	-0,021
Puude ja põõsaste basaalpindala, m²/ha, M	0,28	3,28	0,07	71,62	-0,381**
Põõsaste dbh, cm, R	9,02	3,09	0,079	71,81	-0,313*
Puude diameeter, m, R	-1,04	3,09	0,079	71,82	0,297*
Puude ja põõsaste diameeter, m, R	3,13	2,95	0,086	71,96	0,141
Puude kõrgus, m, R	-0,3	2,94	0,086	71,96	0,271*
Puude ja põõsaste kõrguste SD, M	0,31	2,89	0,089	72,02	-0,231•
Põõsaste kõrguse SD, R	-2,5	2,88	0,09	72,03	0,504***
Puittaimede mitmekesisus, M	-3,04	2,75	0,097	72,16	0,159
Taimestiku katvus fotodelt, %, R	-0,02	2,74	0,098	72,17	-0,226•
Puude kõrgus, m, M	0,09	2,33	0,127	72,58	-0,346**
Puude basaalpindala, m ² /ha, M	0,04	2,18	0,14	72,73	-0,323*
Puude ja põõsaste dbh, cm, R	1,7	2,07	0,15	72,83	-0,427**
Puude dbh, cm, R	0,24	1,91	0,167	73	-0,364**
Puude basaalpindala, m ² /ha, R	0,3	1,88	0,17	73,02	0,062
Põõsaste basaalpindala, m ² /ha, R	-1,88	1,69	0,193	73,21	0,025
Põõsaste dbh, cm, M	1,21	1,39	0,238	73,51	-0,265•
Puude ja põõsaste kõrguste SD, R	-1,01	1,19	0,275	73,71	0,332*

Järgneb.

Lisa 2. Järg.

Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC	r_s
Põõsaste diameeter, m, M	0,82	0,98	0,323	73,93	-0,194
Puude tihedus, taimede arv/m ² , M	-5,45	0,92	0,337	73,98	-0,029
Puittaimede liikide arv, R	-0,19	0,82	0,364	74,08	0,113
Puude ja põõsaste dbh, cm, M	0,13	0,75	0,387	74,16	-0,302*
Kändude arv, M	0,3	0,41	0,521	74,49	-0,023
Põõsaste kõrguse SD, M	0,5	0,39	0,53	74,51	-0,125
Põõsaste võrakuindeks, M	0,86	0,22	0,641	74,69	-0,151
Puude ja põõsaste basaalpindala, m ² /ha, R	0,24	0,11	0,739	74,79	-0,070
Visuaalne taimestiku katvus, %, M	0	0,09	0,763	74,81	-0,189
Puude ja põõsaste kõrgus, m, M	0,05	0,07	0,785	74,83	-0,217
Põõsarinde kõrgus, m, R	0,22	0,06	0,799	74,84	0,120
Basaalpindala relaskoobiga, m²/ha, M	0,01	0,07	0,798	74,84	-0,179
Taimestiku katvus fotodelt, %, M	0	0,04	0,849	74,87	-0,226*
Põõsaste basaalpindala, m ² /ha, M	0,26	0,04	0,847	74,87	-0,193
Põõsarinde ühendatus, M	0,07	0,03	0,854	74,87	-0,125
Puude kõrguste SD, M	-0,03	0,03	0,87	74,88	-0,029
Puude ja põõsaste ühendatus, R	-0,05	0,01	0,903	74,89	0,041
Puude ja põõsaste kõrgus, m, R	-0,02	0	0,983	74,9	0,135
Põõsarinde ühendatus, R	-0,01	0	0,984	74,9	0,029
Puittaimede liikide arv, M	0,01	0	0,952	74,9	0,025
Põõsarinde kõrgus, m, M	-0,01	0	0,992	74,9	-0,157
B. Toidutaimede tunnused					
Vaarika osakaal, %, R	0,04	7,58	0,006	67,32	-0,387**
Toidutaimede mitmekesisus, M	-1,89	4,81	0,028	70,1	0,309*
Kõrgete toidutaimede mitmekesisus, M	-1,84	4,11	0,043	70,79	0,275*
Sarapuu olemasolu, M	1,82	3,99	0,046	70,91	-0,410**
Vaarika osakaal kõigi toidutaimede hulgast×puhmarinde toidutaimede ohtrus, R	0,89	3,95	0,047	70,96	-0,299*
Vaarika olemasolu, R	1,85	3,82	0,051	71,08	-0,385**
Kõrgete toidutaimede osakaal, %, R	0,07	3,81	0,051	71,1	-0,115
Toidutaimede liigiline ühtlus, M	-2,33	3,53	0,06	71,37	0,199
Kõrgete toidutaimede liigiline ühtlus, M	-2,11	3,3	0,069	71,6	0,173
Kuslapuude arv, R	-0,57	2,28	0,131	72,63	0,004
Toidutaimede liigiline ühtlus, R	-2,01	2,02	0,156	72,89	0,279*
Paakspuude arv, R	0,1	1,99	0,158	72,91	-0,079
Toidutaimeliikide arv, M	-0,39	1,95	0,163	72,96	0,010
Toidut. ohtrus puhma- ja rohurindes, M	-0,63	1,93	0,165	72,97	0,106
Toidutaimede mitmekesisus, R	-1,09	1,75	0,185	73,15	0,183
Kõrgete toidutaimede liigiline ühtlus, R	-1,64	1,48	0,223	73,42	0,305*
Kõrgete toidutaimeliikide arv, M	-0,42	1,47	0,226	73,44	-0,047
Sarapuu olemasolu, R	0,78	1,22	0,269	73,68	-0,123
Kõrgete toidutaimede mitmekesisus, R	-0,89	1,16	0,281	73,74	0,193

Järgneb.

Lisa 2. Järg.

Tunnus	Koefitsient	χ^2	P	AIC	r_s
Kuslapuude arv, M	0,38	1,11	0,291	73,79	-0,138
Toidut. ohtrus puhma- ja rohurindes, R	0,22	0,87	0,35	74,03	-0,204
Kõrgete toidut. osakaal×ohtrus, R	0,26	0,74	0,389	74,16	-0,030
Sarapuude arv, M	0,18	0,68	0,409	74,22	-0,274*
Vaarika osakaal, %, M	0,01	0,52	0,469	74,38	-0,167
Üldine toidutaimede ohtrus, R	0,19	0,42	0,518	74,49	-0,018
Toidutaimeliikide arv, R	-0,16	0,41	0,524	74,5	0,095
Üldine toidutaimede ohtrus, M	-0,21	0,32	0,57	74,58	-0,106
Kõrgete toidutaimede osakaal kõigi toidutaimede hulgast×üldine toidutaimede ohtrus, M	-0,19	0,28	0,595	74,62	-0,119
Vaarika osakaal kõigi toidutaimede hulgast×puhmarinde toidutaimede ohtrus, M	-0,26	0,09	0,762	74,81	-0,132
Vaarika olemasolu, M	-0,31	0,09	0,759	74,81	-0,083
Paakspuude arv, M	0,05	0,07	0,789	74,83	-0,105
Sarapuude arv, R	0,04	0,06	0,808	74,85	-0,101
Kõrgete toidutaimeliikide arv, R	-0,06	0,05	0,828	74,86	0,095
Kõrgete toidutaimede osakaal, %, M	0	0,05	0,828	74,86	-0,333*
C. Maastiku tunnus					
Teede osakaal, %	-0,21	1,98	0,159	72,92	-0,050
Sihtide osakaal, %	-0,19	0,94	0,333	73,97	0,066
Avatud alade osakaal, %	0,01	0,37	0,542	74,53	0,069
Puuridade osakaal, %	-0,06	0,21	0,644	74,69	0,318*
Veekogude osakaal, %	-0,04	0,17	0,678	74,73	0,183
Asulate osakaal, %	-0,04	0,1	0,752	74,8	0,204
Raiesmike osakaal, %	0,01	0,05	0,818	74,85	-0,075
Poolavatud alade osakaal, %	-0,02	0,05	0,827	74,86	0,164
Metsa osakaal, %	0	0,03	0,853	74,87	-0,199

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, _____ Kertu Jaik _____,

(autori nimi)

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Pähklinäpi (*Muscardinus avellanarius*) elupaigakasutus levila põhjapiiril: liigi esinemise tõenäosus Eestis,

(lõputöö pealkiri)

Mille juhendaja on _____ Jaanus Remm _____,

(juhendaja nimi)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu alates **01.06.2017** kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **26.05.2014.**