

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Hillar Liiv

MUST-TOONEKURE (*CICONIA NIGRA*) ELUPAIGAKASUTUS RÄNDEL

Magistritöö

Juhendaja: Ph.D. Asko Lõhmus

TARTU 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Materjal ja meetoodika	8
2.1. Andmed	8
2.2. Rändepeatuste kirjeldamine	9
2.3. Andmetöötlus	12
3. Tulemused	16
3.1. Maakattetüüpide kasutussagedus	16
3.2. Maakattetüüpide eelistamine ja vältimine.....	18
3.3. Maakattetüüpide valideerimine	21
3.4. Rändepeatuspaikade kaitstus.....	22
4. Arutelu	27
Kokkuvõte	33
Habitat use by migrating black stork <i>Ciconia nigra</i>	35
Tänuavaldused.....	37
Kasutatud kirjandus.....	38
Lisa 1 Sügisrände ning talvitusalaade isendipõhised valivusindeksid.....	43
Lisa 2 Maakattetüüpide kasutuse seos laiuskraadiga	45
Lisa 3 Maakattetüüpide sesoonanalüüsi valimis kasutatud linnud.	46
Lisa 4 Lindude kaitsealade ning Natura 2000 alade kasutus	47

1. Sissejuhatus

Ränne on sesoonne paigavahetus, mis leiab aset iga aasta kindlatel sesoonidel (Kumari 1975; Bairlein ja Gwinner 1994). Rändlinnud viibivad oma aastatsükli jooksul mitmetes üksteisest kaugel asuvates (mõnel liigil isegi tuhandeid kilomeetreid) ning ökoloogiliselt erinevates paikades (Webster jt. 2002; Norris ja Marra 2007). Nende paikade hajutusest tulenevalt on rände elupaigakvaliteedi mõju lindude kohasusele ja populatsioonide arvukusele raskesti tuvastatav (Norris ja Marra 2007). Parasvöötmes pesitsevad pikamaarändurid viibivad talvitusosaladel tavaliselt 6 kuni 7 kuud, sügis ja kevadrändel 2-3 kuud ning pesitsusalal ülejäänud 2-3 kuud (Norris jt. 2004). Suremus rändel võib seejuures olla kuni kuus korda suurem kui talvitus- ning pesitsusaladel, rändel surnud lindude hulk võib moodustada üle 50% aasta jooksul surnud lindudest (Klaassen jt. 2004).

Lindude kaitsmiseks on uuringutes oluline leida ohustatud liikide arvukuse languste põhjused ning rändlindude efektiivne kaitse sõltub suuresti teadmistest nende talvitusalade, rändeteekondade ning rändepeatuspaikade kohta (Berthold ja Terrill 1991).

Rändepeatuspaikades puutuvad linnud kokku vajadusega kiiresti puhata, varjuda ning toituda (Berthold ja Terrill 1991; Seeger jt. 1996). Seejuures tuleb leida tasakaal kiskjate eest hoidumise ning toitumise vahel, konkureerida teiste rändajate ning paigalindudega limiteeritud ressursside pärast, ning kokku võidakse puutuda ka ebasobiva ilmaga (Buler jt. 2007). Samuti võivad linnud rändel kokku puutuda neile tundmatu toiduvalikuga (Németh ja Moore 2007). Rändel valitsevad linde ka otsesed ohud, nagu jaht, keemiline reostus (mürgistus), jahipidamine ja lennukitega kokku põrkamine ning ka elupaikade hävimine (Higuchi 2012). Lisaks puututakse rändel kokku ka mitmete raskustega, näiteks ökoloogiliste barjääride ületamine (nagu ookeanid, mäed ja kõrbed; Bairlein ja Gwinner 1994).

Mille järgi linnud valivad sobivat rändepeatuspaika ja talvitusala? Toidul ja selle hulgal on oluline roll rändepeatuspaiga/talvitusalade valikul ning sinna jäämisel (Newton 2006). Peale sobiva toidu kättesaadavuse võivad lindude rändepeatuspaikade ja talvitusalade valikuid mõjutada veel mitmed muud tingimused, sealhulgas kisklusriski suurus rändepeatuspaigas (Pomeroy jt. 2006). Enne rändepeatuspaika saabumist on lindudel vähe informatsiooni kisklusriski suuruse kohta rändepeatuspaigas ja talvitusosaladel (Cimprich jt. 2005). Üheks võimaluseks toidu hulka ning kisklusriski hulka hinnata sobiva rändepeatuspaiga leidmiseks on teiste isendite jälgimine ümbritsevas maastikus ning nende järgi rändepeatuspaiga kvaliteedi üle otsustamine (Németh ja Moore 2007). Samas

võidakse liiga suure lindude tihedusega peatuspaiku vältima hakata (Sergio ja Newton 2003). Ka rändamiseks sobiv/ebasobiv tuul mõjutab otsust rändepeatuspaigas peatuda (tiigi-roolind (*Acrocephalus scirpaceus*); Barriocanal jt. 2002). Lisaks võivad linnud rändepeatuspaigas toitu mitte vajada, vaid rändepeatuspaiku kasutatakse hoopis näiteks puhkamiseks. Linde, kes on lennanud madalalt üle mere, on nähtud maandumas kohe randa või esimesele taimestiku ribale, kusjuures nad võivad omada mahukaid rasvavarusid (Bairlein ja Gwinner 1994; Newton 2010).

Talvitusaalade ja rändepeatuspaikade kvaliteet võib mõjutada lindude edukust pesitsusajal. Isaslinnud, kes kasutavad häid talvitusalasid ja rändepeatuspaiku (piisavalt toitu), saavad pesitsusalale suhteliselt varem ja tänu sellele saavad nad paremad pesitsusterritooriumid (Norris jt. 2004; Newton 2006). Kevadised rändepeatused pakuvad ka võimalust varuda energiat ja toitaineid pesitsemiseks (Lok jt. 2011). Emaslinnud, kes kasutavad rändel häid talvitusalasid (piisavalt toitu), munevad suuremaid kurnasid ning haudumisaeg on lühem (Norris jt. 2004; Newton 2006). Seega populatsioonide arvukuse muutused võivad olla otseselt sõltuvuses rändepeatuspaikade kvaliteedist (Marra jt. 1998; Lok jt. 2011), ning elupaikade kadumine rändel mõjutab negatiivselt lindude edukust järgneval pesitsusajal (Norris jt. 2004). Rändepeatuspaigad on eluliselt tähtsad paljudele liikidele ning neid alasid kaitsmata ja hooldamata võib suur osa lindude faunast kaduda (Seeger jt. 1996). Ka rändepeatuspaikade lindudele sobimatuks muutumise vältimiseks on vajalik uurida, milliseid rändepeatuspaiku linnud kasutavad, ning kui palju elupaigakasutus varieerub (Newton 2006). Seepärast on oluline uurida lindude rändeteekondi, rändepeatuspaiku, talvitusalasid ja rände kulgu läbi aja- ja elupaigakasutuse (Bairlein ja Gwinner 1994; Higuchi 2012). Lindude elupaigakasutuse järgi saab otsustada, et milliseid alasid on vajalik kaitsta.

Üldiselt on lindude ränne käesolevaks ajaks üsna hästi uuritud. Teada on erinevusi rändepeatuspaikade kasutuses nii isendite kui vanusegruppide vahel (nt Newton 2006), üldisi rändepeatuspaikade valikut mõjutavaid tegureid: toit (Newton 2006), kisklusrisk (nt Whittingham ja Evans 2004; Pomeroy jt. 2006), tuul (nt Barriocanal jt. 2002) ja vajadus puhata (nt Bairlein ja Gwinner 1994; Bossche 2003; Newton 2010). Teada on paljude liikide elupaigakasutus üksikutes rändepeatustes ning talvitusaaladel (nt Chevallier jt. 2008). Ühe isendi kogu rändeteekonna elupaigakasutust on autorile teadaolevalt uuritud ainult ühel juhul (väike-konnakotka (*Aquila pomarina*); Gerkmann ja Meyburg 2009). Seega kuigi on teada lindude elupaigakasutus üldisemas plaanis, ei ole olemas laiapõhjalist

ülevaadet elupaigakasutuse ja eelistuste muutuste kohta (sügis- ja kevadrände erinevused; erinevused piki rändeteekonda jne) rändel.

Antud töö uurimisobjektiks on must-toonekurg (*Ciconia nigra*). Must-toonekurg on inimpelgur, kes pesitseb vanades parasvöötme metsades, mille ümber on toitumispaikadeks veekogusid (Schneider-Jacoby 1999; Jiguet ja Villarubias 2004; Augustis ja Sinkevičius 2005; Hampl jt. 2005; Treinys jt. 2009; Moreno-Opo jt. 2011). Kuigi toitumisel kasutavad linnud ka rohumaid, hoidutakse intensiivse põllumajandusega aladest (Jiguet ja Villarubias 2004) ja välditakse inimasustust (Augustis ja Sinkevičius 2005). Pesitsusajal toituvad must-toonekured valdavalt kaladest, vähesel määral ka teistest selgroogsetest (kahepaiksed, roomajad ja väikesed imetajad) ning putukatest – eelkõige mardikalistest (*Coleoptera*) (Hampl jt. 2005). Talvitusajal on teada toitumine kaladest (seda kraavides, tiikides ning kasutatakse ka ajutisi veekogusid; Bossche 2003; Chevallier jt. 2008). Kasutatakse ka veehoidlaid, mis on ümbritsetud põdsastikest ning asuvad põllumajandusmaastikus, vähem viibitakse jõgede ääres, metsatiikides ning harva mereääres (Pande jt. 2006).

Must-toonekurg on maailmas levinud 30° ja 61° põhjalaiuse vahel ning ühes isoleeritud populatsioonis Lõuna-Aafrikas (Bobek jt. 2008). Euroopas pesitseb must-toonekurgi 7800 – 12 000 paari (liigi pesitsusareaal >3000000 km²), mis moodustab maailma populatsioonist üle poole (BirdLife International 2004). Seega on Euroopas asustihedus väga madal (vähem kui 1 paar 250 km² kohta). Põhilised pesitsusalad on koondunud Euroopas Ida-Euroopa lauskmaale (Leedu, Läti, Poola ja Valgevene; 4300-5200 paari; Hagemeyer ja Blair 1997). Lääne/Kesk-Euroopas on arvukus tõusmas ning asutatakse uusi alasid, Balti riikides ja Poolas on arvukus langemas või stabiilne (Hagemeyer ja Blair 1997; Gerkmann ja Meyburg 2009). Rahuvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) Punase nimestiku alusel on must-toonekurg ohuväline liik (BirdLife International 2012), kuid Eestis on ta oma pesitsusareaali põhjapiiril ning kuulub esimesse kaitsekategooriasse. Eestis pesitseb praegu 60-90 paari must-toonekurgi (Elts jt. 2013).

Must-toonekurg on pikamaarändur, kes talvitub enamasti Aafrika metsa- ning savannipiirkondades (Hagemeyer ja Blair 1997; vähesed talvituvad ka Iisraelis: Bossche 2003). Enamik Lääne-Euroopa must-toonekurgi lendab rändeteekonnal üle Gibraltari väina (läänerrändetee), Ida-Euroopa omad läbivad Siinai poolsaart (idarändetee), piir kulgeb Saksamaa keskkohas (Hagemeyer ja Blair 1997; Parkes 2003). Idarändetee on tunduvalt pikem (Tšehhist läänerrändetee keskmine 5667 km, idarändetee 7000 km; Bonek jt. 2008). Rändeteede elupaigaline erinevus võibki mõjutada lindude arvukust erinevalt Lääne- ja

Ida-Euroopa riikides: põllumajandus on tunduvalt vähemintensiivsem idas; kaitsealade loomine ja seadusandlus hilisem kui Lääne-Euroopas ning Lääne- ja Ida-Euroopa lindude rändeteekonnad ja talvitusasad enamasti erinevad (Koleček jt. 2010). Sellest tulenevalt ongi tähtis leida must-toonekure jaoks ida rändeteekonnal kasutatavaimad rändepeatuspaigad ja elupaigaeelistused, et oleks võimalik must-toonekurgede populatsioonide seisundit Eestis (ja teistes Baltimaades) parandada ning langus peatada.

Populatsiooni languse põhjuste väljaselgitamise teeb raskeks asjaolu, et kui must-toonekurgede toit ning toitumine on hästi teada pesitsusaladel Euroopas (ajal, mil toidetakse järglasi), siis need tingimused on tunduvalt vähem uuritud pesitsusvälisel ajal aladel, mis asuvad Aafrika mandril (Chevallier jt. 2008). Ka pesitsusaegne elupaigakasutus must-toonekurel on suhteliselt hästi uuritud (nagu Schneider-Jacoby 1999; jne). Rändel on teada rändeteekonnad, rändepeatuste arv, ajakasutus, talvitusasad, vähemal määral toitumispaigad ja toit (Bobek jt. 2008; Chevallier jt. 2011; Jiguet jt. 2011; Cano jt. 2013; Cano ja Tellería 2013). Teadaolevalt ei ole siiani uuritud süstemaatiliselt elupaigakasutust kogu rändeteekonnal ning talvitusosaladel. Seda teadmiste tühimikku aitab täita lähikümnenditel kasutusele võetud satelliittelemeetria. Satelliit-telemeetria võimaldab erinevalt rõngastamisest jälgida kindla indiviidi kogu rändeteekonna kasutust – saada kindla aja ning kauge maa tagant asukohaandmeid (nt laius- ja pikkuskraad; kõrgus, kiirus; Shimazaki jt. 2004). Saadud andmeid saab kõrvutada maakatet kajastavate kaartidega (nagu nt Euroopa Keskkonnaagentuuri *Globcover* aluskaart) ja sealt välja selgitada lindude elupaigakasutus rändel. Seda protseduuri kasutatud näiteks väike-konnakotka (*Aquila pomarina*) elupaigakasutuse uurimiseks rändel (Gerkmann ja Meyburg 2009). Samas tuleb maakatet kajastavaid kaarte kasutades arvestada, et satelliitpiltide maakattetüübi kaardiks üleviimisel võib esineda vigu, mida põhjustavad pilved, udu, veekogude ebatäpne piiritlemine ja ere maapind (GLOBCOVER 2009 Validation Report 2.2).

Antud töö keskendub must-toonekurgede idarändete elupaigakasutuse uurimisele. Töö käsitleb Eestis pesitsevaid must-toonekurgesid, täpsemalt 19 isendi rändeteekonda satelliit-telemeetria andmete põhjal, ning rõhk on talvitus- ning rändepeatuspaikadel. Seega leiab käsitlust periood augustist-septembrist, mil linnud Eestist lahkuvad, kuni nende saabumiseni aprillis-mais. Satelliitsaatjatega salvestatud asukohapunktide kombineerimine satelliitpiltidega annab võimaluse uurida lindude täpset elupaigatüüpide kasutust nii rändel kui talvitusosaladel (vrd. Norris ja Marra 2007). Ning üldiselt võib elupaiga okupeeritust vaadelda kui tunnust, mis näitab elupaiga head kvaliteeti (Sergio ja Newton 2003). Seega seati töö eesmärkideks:

1. Määratleda must-toonekure poolt enimkasutatavad ja eelistatavad elupaigatüübid rändel.
2. Hinnata kaitsealade rolli must-toonekurgede rändepeatuspaikade seas.
3. Esimese eesmärgiga seotud lisaeesmärgiks on kontrollida peamise kasutatava aluskaardi adekvaatsust toonekure elupaikade kirjeldamiseks.

Linnud näevad avatud maastikel kaugemale ning märkavad kiskjaid kaugemalt kiskjaid kaugemalt (Chevallier jt. 2010b) ning pesitsusvälisel ajal puudub vajaduspesapuu järele poegade varjatusele. Tingimused elupaikades võivad olla erinevad kevadel ning sügisel (Laiolo 2005). Piki rändeteekonda muutub maakattetüüpide jaotus (nt väikekonnakotka elupaigakasutuse varieeruvus erinevates piirkondades; Gerkmann ja Meyburg 2009). Maailma regioonide/piirkondade vahel on erinevus kaitsealade katvuses (Chape jt. 2005). Nendest tulenevalt said seatud hüpoteesideks:

- Erinevalt pesitsusajast eelistavad must-toonekurgedel avatud maastikke;
- Elupaikade kasutus varieerub sesoonide vahel;
- Must-toonekurgede elupaigakasutus rändeteekonna lõikes varieerub sõltuvalt ümbritseva maastiku maakatetest;
- Kaitsealaid kasutavad must toonekured vähem kui ümbritsevas maastikus leidub, kuna läbitakse vähese intensiivsusega (HDI ja ökoloogiline jalajälg) piirkondi;
- Regioonide vahel esineb erinevus kaitsealade kasutuses sõltuvalt rändekoridoris olevast kaitsealade hulgast;
- *Globcover* 2009 täpsus maakattetüübi määramisel sobib kasutamaks maastikul oleva maakattetüübi määramiseks.

2. Materjal ja meetoodika

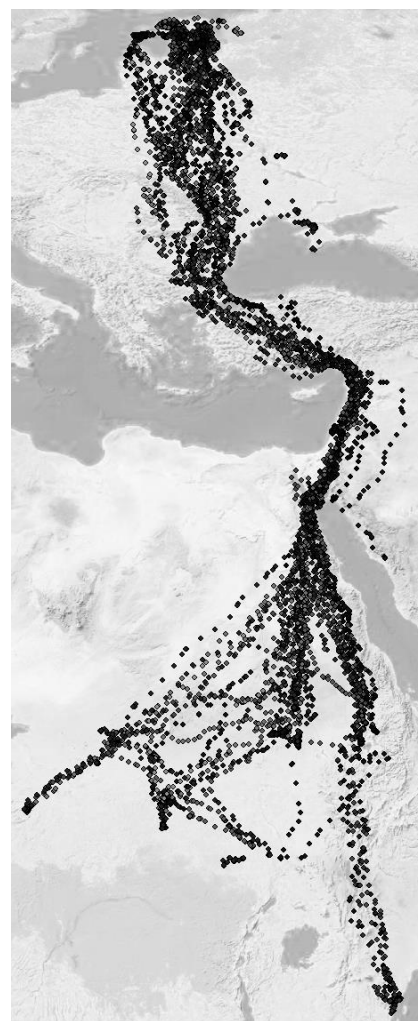
2.1. Andmed

Must-toonekurgedele saatjate paigaldamist korraldas MTÜ Kotkaklubi. 19 saatjaga varustatud linnust püüti pesalt klappvõrguga 8 lindu, toitumiskohalt klappvõrguga 4 ning toitumiskohalt kohapeal ehitatud spetsiaalse püünisega 2 lindu. Kõik noorlinnud (5) varustati saatjaga veel, kui nad olid veel pesas.

Lindudele paigaldati Microwave Telemetry Inc Solar Argos/GPS PTT 100 satelliitsaatjad, mis kaaluvad 45g (Toonil ja Piial 70 g). Korraga saab asukohta määrata kuni 16 satelliidi järgi. Nende satelliitsaatjate töösagedus on $401.650 \text{ MHz} \pm 36 \text{ kHz}$. Akude laadimiseks kasutavad saatjad päikesepatareid. Satelliitsaatja salvestab igas punktis kuupäeva, kellaaja, laiuskraadi, pikkuskraadi, kiiruse, suuna ja kõrguse (m) täpsusega $\pm 18\text{m}$.

Asukohapunktid rändel on salvestatud päeval valgel ajal. Punkt salvestati rändeajal 3 korda päevas (pesitsusajal iga 2 tunni tagant – mõned rändepeatused on ka selle intervalliga). Käesolevas töös käsitletavat andmed on 19 linnu kokku 47 osalise või täieliku rändeteekonna kohta kuueaastaselt ajaperioodil (sügis 2006 kuni sügis 2012). Lindude rändeteekond viib Eestist otse lõunasse, minnes Musta mere ja Vahemere vahelt Iisraeli. Iisraelist liiguvad linnud enamasti rändepeatusi tegemata üle kõrbete (Sahara, Araabia ja Nuubia kõrbed) Aafrika kesk ja idaosa savannidesse, kus asuvad nende talvitusasad (joonis 1). Asukohapunkte oli kokku

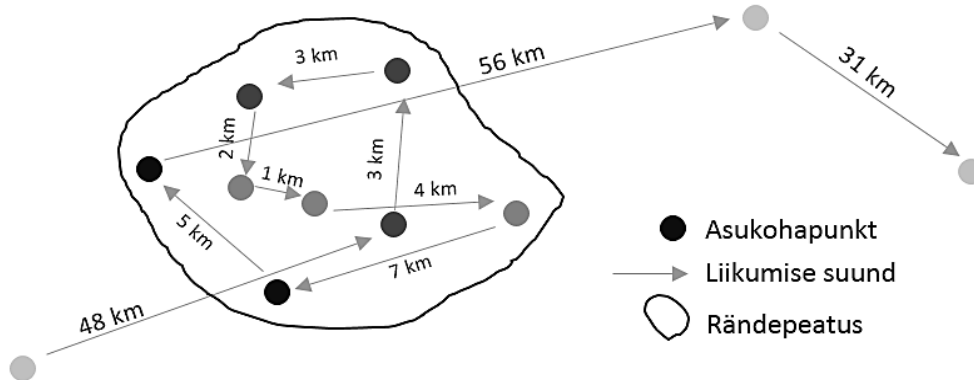
45439. Samade lindude pesitsusaegset elupaigakasutust Eestis on analüüsitud Eesti Maaülikooli projekti „Metsakuivenduse mõju potentsiaalselt ohustatud elustikule“ (2008–2011; vastutav täitja R. Rosenvald) käigus.



Joonis 1. Kõik asukohapunktid kantuna kaardile.

2.2. Rändepeatuste kirjeldamine

Rändepeatuspaiaks ning talvitusalaaks loeti ala (edaspidi koos “peatuspaik”), kus lind viibis vähemalt 24 tunni jooksul, ega liikunud selle aja jooksul rohkem kui 30 km päevas (Chevallier jt. 2011). Rändepeatuse asukohapunktideks loeti punktide kogum, mille järjestikuste punktide vahemaa oli alla 30 km ning nende vahemaade summa oli 24 tunni jooksul väiksem kui 30 km. Üle 90% asukohapunktidest rändepeatuses pidi olema kiirus ka 0. Saadud punktide kogum ühendati üheks rändepeatuseks (joonis 2).



Joonis 2. Asukohapunktide ühendamise rändepeatuseks (ümbristatud joonega). Asukohapunktide erinevad toonid tähistavad erinevaid päevi. Number joonel näitab punktide vahelist kaugust.

Uuritud 19 satelliitandmetega linnust eristus tingimustele vastavaid rändepeatusi ning talvitusaalal viibimisi kokku 15 linnul. Tuvastatud rändepeatuspaiade ja talvitusaalade üldarv oli 303. Need jaotati vastavalt rändeajale kevad- sügisrändeks ning talvitusaaladeks (sügisrändel 116, talvitusaalal 144, kevadrändel 43). Asukohapunktide arv rändepeatuse siseselt varieerus kolmest 556-ni (keskmine 50; alumine kvartiil: 10; ülemine kvartiil 44). Ühtegi rändepeatust ei eristunud neljal noorlinnul (Mid, Raivopog, Reet ja Tooni), kes kõik hukkusid oma esimese rände alguses (tabel 1).

Tabel 1. Töös käsitletavat linnud ja uuritud rändepeatuste arv. Vanus on esitatud satelliitsaatja paigaldamise aja kohta ja saatus vaadeldava perioodi lõpuks.

Nimi	Sugu	Vanus	Ajavahemik	Saatja paigalduskoht	Saatus	Surma põhjus ³	Peatuste arv
Priidu	♂	Ad.	10.07.07 – 26.08.12	Saaremaa	elab		58
Raivo	♂	Ad.	02.06.06 - 04.09.12	Lääne-Viru mk	elab		43
Leida	♀	Ad.	22.06.09 – 09.05.12	Viljandi mk	hukkus Eestis	teadmata	41
Lembit	♂	Ad.	19.06.08 – 30.04.10	Viljandi mk	teadmata		37
Valdur	♂	Ad.	19.06.08 – 13.03.12	Võru mk	elab		30
Kaku	♂	Ad.	19.06.08 – 26.03.10	Valga mk	hukkus	laskmine	23
Pirsu	♂	Ad.	19.06.08 – 05.09.12	Lääne mk ₂	elab		21
Oss	♂	Ad.	19.06.08 – 03.07.11	Rapla mk	hukkus Eestis	elektriliinidesse lendamine ¹	13
Murru	♀	Ad.	22.06.09 – 24.01.10	Tartu mk	hukkus	malaaria vms haigus ¹	11
Toomas	♂	Ad.	19.06.08 – 11.08.10	Jõgeva mk	hukkus	laskmine ¹	10
Raivopoeg2	♂	Juv.	17.04.09 – 05.11.09	Lääne-Viru mk	hukkus	teadmata	5
Piia	♀	Ad.	24.12.07 – 09.11.08	Saaremaa	hukkus	mürgitus ¹	4
Raivopoeg1	♀	Juv.	21.06.09 – 09.11.09	Lääne-Viru mk	hukkus	teadmata	4
Priidupoeg	♂	Juv.	19.06.08 – 07.10.08	Saaremaa	hukkus	nõrkes kõrbes	3
Valja	♂	Ad.	19.06.08 – 23.09.08	Saaremaa	hukkus	laskmine ¹	2
Mid	♀	Juv.	19.06.08 – 26.10.08	Jõgeva mk	hukkus	elektriliinidesse lendamine	0
Raivopoeg	♀	Juv.	19.06.08 – 29.08.08	Lääne-Viru mk	hukkus Eestis	merikotka poolt murtud ¹	0
Reet	♀	Ad.	04.02.09 – 14.08.09	Lääne-Viru mk	hukkus Eestis	teadmata	0
Tooni	♂	Ad.	22.06.07 – 04.11.07	Jõgeva mk	hukkus	laskmine	0
Kokku							303

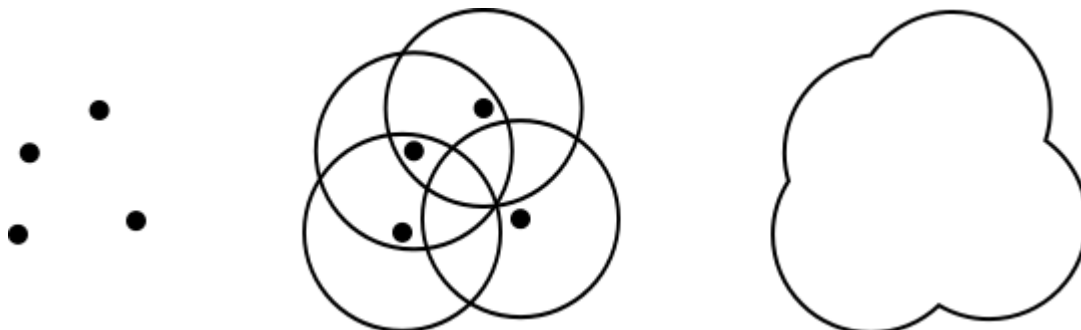
1: Tõenäoline surma põhjus, täpselt teadmata 2: pesitseb Harju mk 3: U. Sellis/Kotkaklubi, kirjal. teade

Igale lindude rändepeatuses olevale asukohapunktile (edaspidi: punktile) leiti vastav maakattetüüp, kasutades selleks programmi ArcGIS 10.1. Maakattetüübid leiti kasutades kaarti *Globcover* 2009 versioon 2.3 (väljastatud 21. detsembril 2010). Tegu on Euroopa Kosmoseagentuuri 300 x 300m resolutsiooniga kõikide Maa maismaa piirkondade maakatet kajastava kaardiga. Kaardialus on ENVISAT MERIS satelliidiga pildistatud 2009. aasta jooksul ja see on algoritme kasutades teisendatud vastava resolutsiooniga ja 23 maakattetüüpi eristavaks rasterkaardiks (GLOBCOVER 2009 Validation Report 2.2). Käesolevas töös on *Globcover* maakattetüüpe (Tabel 2) lisaks grupeeritud seitsmesse gruppi (**maakattetüüpide koondtüüp**), vastavalt domineerivale (>50%) maakattele. Heterogeenne avamaastik on maakate, kus võivad domineerida nii avamaastik kui metsad.

Tabel 2. Globcover 2009 kaardi maakattetüüpide nimetused ja lühikirjeldused.

Kood	Maakattetüüp	Maakatte koondtüüp	Olemus
11	Niisutatav põllumaa	Avamaastik	Üleujutatud või niisutatavad põllud
14	Vihmatoiteline põllumaa	Avamaastik	Vihmatoiteline põllumaa
20	Heterogeenne põllumaa	Avamaastik	Põllumaa 50-70%, muu taimestik (rohuma/põõsastik/mets) 20-50%
30	Heterogeenne taimestik	Heterogeenne avamaastik	Rohuma/põõsastik/mets 50-70%, põllumaa 20-50%
40	Suletud kuni avatud igihaljas või osaliselt heitlehine lehtmets	Mets	Suletud kuni avatud (võrastiku liituvus >15%) igihaljas või osaliselt heitlehine lehtmets (puistu kõrgus >5 m)
50	Suletud heitlehine lehtmets	Mets	Suletud (võrastiku liituvus >40%) heitlehine lehtmets (puistu kõrgus >5m)
60	Avatud heitlehine lehtmets	Mets	Avatud (võrastiku liituvus 15-40%) heitlehine lehtmets/puistu (puistu kõrgus >5m)
70	Suletud heitlehine okasmets	Mets	Suletud (võrastiku liituvus >40%) igihaljas okasmets (puistu kõrgus >5m)
90	Avatud heitlehine või igihaljas okasmets	Mets	Avatud (võrastiku liituvus 15-40%) heitlehine või igihaljas okasmets (puistu kõrgus >5m)
100	Suletud kuni avatud heterogeenne mets	Mets	Suletud kuni avatud (võrastiku liituvus >15%) heterogeenne leht- ja okasmets (puistu kõrgus >5m)
110	Heterogeenne mets-põõsastik/rohuma	Heterogeenne avamaastik	Heterogeenne mets või põõsastik (50-70%) / rohuma (20-50%)
120	Heterogeenne rohuma/mets-põõsastik	Heterogeenne avamaastik	Heterogeenne rohuma (50-70%) / mets või põõsastik (20-50%)
130	Tihe kuni hõre põõsastik	Heterogeenne avamaastik	Suletud kuni avatud (võrastiku liituvus >15%) (leht- või okaspuudest, igihaljas või heitlehine) põõsastik (puistu kõrgus <5m)
140	Suletud kuni avatud rohuma	Avamaastik	Suletud kuni avatud (liituvus >15%) kõrrelistest koosnev taimestik (rohuma, savann; lisaks ka samblikud/samblad)
150	Hõre taimestik	Vähene taimestik	Taimestiku katvus <15%
160	Suletud kuni avatud regulaarselt üleujutatav lehtmets	Märgala	Suletud kuni avatud (võrastiku liituvus >15%) regulaarselt üleujutatav (märgala või ajutiselt üleujutatav ala) lehtmets või põõsastik – mage- või riimvesi
170	Suletud üleujutatud lehtmets või põõsastik	Märgala	Suletud (võrastiku liituvus >40%) üleujutatud lehtmets või põõsastik– soolane- või riimvesi
180	Regulaarselt üleujutatav tihe kuni hõre taimestik	Märgala	Regulaarselt üleujutatav või liigniiskel pinnasel olev >15% katvusega rohuma või puistu
190	Asula ala		Tehispinnad ja nendega seotud alad (asulad >50%)
200	Taimkatteta ala	Vähene taimestik	Taimkatteta ala
210	Veekogu	Veekogu	Veekogu
220	Igijää/lumi	Vähene taimestik	Aastaringne jää ja lumi
230	Puuduvad andmed	Puuduvad andmed	Puuduvad andmed (põlenud alad, pilved,...)

Igale asukohapunktile genereeriti ka 1 km raadiusega puhver ja ühendati need puhvrid iga rändepeatuse siseselt (joonis 3). Nõnda moodustusid rändepeatuse **ümbritsevad alad**, mis iseloomustavad maakattetüüpide osatähtsust ümbritsevas maastikus. Ümbritsevad alad sisaldavad endas ka asukohapunktide piksleid.



Asukohapunktid -> **1 (või 25) km raadiusega puhvrid** -> **Ümbritsev ala**

Joonis 3. Rändepeatust ümbritseva ala määratlemise protseduur ($r = 1\text{km}$; kaitsealadel ja Natura 2000 aladel $r = 25\text{km}$).

2.3. Andmetöötlus

Andmetöötluse põhiprotseduurideks olid:

- isendipõhiste valivusindeksite leidmine, et tuvastada maakattetüüpide olulist eelistamist või vältimist kevad- ja sügiserändepeatustes ning talvitusaladel;
- maakattetüüpide kasutuse kirjeldamine rändeteekonna jooksul (piki laiuskraadi);
- kevad ja sügiserände (sesoonsete) erinevuste leidmine maakattetüüpide eelistustes;
- eelnenud analüüsid kasutatud *Globcover 2009* maakattetüüpide valideerimine *Google Earth* satelliitkaartide baasil;
- Kaitsealade ja Natura 2000 alade kasutuse analüüs.

Lindude maakattetüübi-eelistuse väljaselgitamiseks arvutati igale *Globcover 2009* maakattetüübile valivusindeks (*selection ratio*; Rettie ja Messier 2000). **Valivusindeks** näitab, mitu korda on lind kasutanud vaadeldavat maakattetüüpi rohkem, kui seda esineb ümbritsevas alas (ehk eelistanud saadavalolevast antud piirkonnas). Iga maakattetüübi valivusindeks rändepeatuspais on leitud valemist:

$$\text{Valivusindeks} = \frac{\text{Osakaal punktides}}{\text{Osakaal ümbritsevas alas}}$$

Valivusindeksid alla 1 näitavad maakattetüübi vältimist ja valivusindeksid üle 1 maakattetüübi eelistamist.

Maakattetüübi **standardiseeritud valivusindeks** tähistab rändepeatuspais kasutatud vastava maakattetüübi valivusindeksi suhet kõigi antud rändepeatuspais

kasutatud maakattetüüpide valivusindeksite summasse. Standardiseeritud valivusindeksit saab tõlgendada kui tõenäosust, millega lind valiks teatud maakattetüübi kõigi maakattetüüpide võrdse saadavaoleku korral (Manly jt. 1993).

Iga linnuisendi puhul leiti iga maakattetüübi kohta eraldi nn **isendipõhine valivusindeks**. Selle leidmiseks:

1. Kõigil lindudel summeeriti iga *Globcover 2009* maakattetüübi osas eraldi nii asukohapunktid kui ka ümbritseva ala pindalad.
2. Eristati (eemaldati) maakattetüübid, mis moodustasid igal linnul ümbritseva ala pindalast või asukohapunktidest vähem kui **1%** (grupp „Muu“; igal linnul eraldi).
3. Leiti iga linnu igale maakattetüüpide (ja grupile „Muu“) isendipõhine valivusindeks, jagades iga maakattetüübi punktide osakaalu vastava osakaaluga ümbritsevast alast.

Isendipõhised valivusindeksid leiti nii kõigi *Globcover 2009* maakattetüüpide kohta kui ka nende koondtüüpide kohta (Tabel 2). Koondtüüpe analüüsid alla 1% osakaaludega maakattetüüpe ei eraldatud. Valivuse testimisel võrreldi t-testiga isendipõhiste valivusindeksite aritmeetilise keskmise erinevust 1st (s.o. võrreldi konstandiga). Lisaks kasutati korduvmõõtmistega dispersioonanalüüsi tavalisemate maakattetüüpide omavaheliste erinevuste testimiseks. Tavaliseks loeti maakattetüübid, mida kasutasid kas kõik linnud. Need arvutati eraldi nii sügisrände kui talvitusaalade kohta (kevadränne jäi väikese valimi tõttu välja).

Erinevuste leidmiseks sügis- ja kevadrände maakattetüüpide kasutuses jäeti välja talvitusaalad ja seega talvine sesoon. Analüüsi kaasati maakattetüübid, mida kasutas kogu rände jooksul vähemalt 5 lindu (10 maakattetüüpi; Tabel 4). Iga maakattetüübi valim moodustati eraldi, kaasates ainult need linnud, kellel olid olemas andmed nii kevadistest kui ka sügisestest rändepeatustest ning seejuures vähemalt ühel sesoonil vähemalt üks asukohapunkt antud maakattetüübiga kohas (Lisa 3). Sügiseste ja kevadiste valivusindeksite erinevust analüüsiti paarilise t-testi abil, kus nullhüpoteesiks oli, et linnuisendi piires on valivusindeksi keskmine sesoonne erinevus null.

Analüüsimaaks **maakattetüüpide jaotumust piki rändeteekonda** jaotati 303 rändepeatust geograafilise põhjalaiuse järgi 14 vahemikku (laiuskraadi grupid 5° vahega: 59.(9)°...55°; 54.(9)°...50° jne). Seejärel leiti iga maakattetüübi osakaal vaadeldavas

laiuskraadi grupis eraldi nii punktide kui ka ümbritseva ala kohta. Grupi siseselt arvutati iga maakattetüübi kohta keskmine osakaal rändepeatuspaiades.

Maakattetüüpide **valideerimiseks** kontrolliti valitud asukohapunktide maakattet *Google*'i satelliitkaardilt (2013. a., pildistamise kuupäev varieerub asukohati) programmis *Google Earth*. Iga *Globcover* maakattetüübi kohta valiti juhuslikult kuni 100 toonekurgede asukohapunkti (arv on väiksem, kui vastavat maakattetüübil esinevaid punkte oli vähem), mis määrati *Google Earth* satelliitpildilt kuuluvaks ühte järgmistest biotoopidest: puistu, lage, põllumaa, metsaserv (<25m metsaservast), seisuvesi, vooluvesi ja taimkatteta ala. Lage on avamaastik, kus oli tuvastatav taimestik (võrreldes taimkatteta, kus taimestik puudus). Valideerimisel kasutati samast rändepeatusest ühe maakattetüübi kohta maksimaalselt 10 asukohapunkti.

Analüüsimaiks **kaitsealade ja Natura 2000 alade kasutust** piiritleti kaitsealad, kasutades *World Database on Protected Areas (WDPA; seisuga jaanuar 2014)* kaarti, kus on olemas andmed rohkem kui 161 000 kaitseala kohta maailmas. Natura 2000 alade puhul kasutati Euroopa Keskkonnaagentuuri Natura 2000 kaarti (*Natura 2000 data - the European network of protected sites; seisuga 2012 aasta lõpp*). Igas rändepeatuspaias leiti kaitsealadel ning ka Natura 2000 aladel paiknevate asukohapunktide suhteline osatähtsus. Analoogiliselt leiti kaitsealade ja Natura 2000 alade osatähtsus ümbritsevas maastikus, n-ö rändekoridoris. Selleks moodustati iga asukohapunkti ümber 25 km raadiusega puhver ning sama rändepeatuse piires liideti puhvrid omavahel kokku (joonis 3). Iga rändepeatuse ümbritsevale alale leiti vastav protsentuaalne osakaal vastavalt (kaitseala ja Natura 2000 ala osakaal) ümbritseval alal oleva kaitseala pindala ning Natura 2000 pindala läbi jagamisel ümbritseva ala üldpindalaga.

Leidmaks kaitsealade kasutuse erinevust asukohapunktide ja ümbritseva ala vahel ning erinevates gruppides kasutati üldist lineaarset mudelit (GLM). Kaitsealade kasutust analüüsiti kolmes regioonis (Euroopa, Lähis-Ida ja Aafrika) ning Natura 2000 alade kasutust kahes piirkonnas (grupp; Läänemeremaad – Eesti, Läti, Leedu ja Poola; Lõuna-Euroopa riigid – Rumeenia, Bulgaaria, Kreeka). Neid eristasid üksteisest mitu Euroopa Liidus mitte asuvat riiki. Analüüsides kasutatud algtabelite koostamiseks:

1. Kõigil lindudel summeeriti eraldi igas regioonis/grupis kasutatud asukohapunktid.
2. Kõigil lindudel summeeriti igas regioonis/grupis kasutatud asukohapunktid, mis asusid kaitsealal või Natura 2000 alal, eraldi nii kaitsealal kui ka Natura 2000 alal.
3. Samamoodi summeeriti ka linnu iga rändepeatuste ümbritseva ala pindalad igas regioonis/grupis. Lisaks summeeriti eraldi ka ümbritsevate alade osakaalu (pindalad), mis asusid kaitsealal või Natura 2000 alal.

4. Iga regiooni/grupi jaoks leiti iga linnu asukohapunktide osakaal kaitsealadel kõikidest punktidega antud regioonis/grupis (asukohapunktide osakaal kaitsealal/Natura 2000 alal jagatud asukohapunktide üldsummaga antud regioonis/grupis)
5. Sama leiti ka ümbritsevate alade kohta (pindala kaitsealal/pindala ümbritsevas alas).
6. Moodustus kaks erinevat algtabelit, ühes kajastus iga linnu kohta kaitsealade kasutuse osakaal ja ümbritsevas alas ($r=25\text{km}$) asunud kaitsealade osakaal. Sama ka Natura 2000 alade kohta.
7. Analüüsid viidi eraldi läbi nii kaitsealade kui ka Natura 2000 alade kohta.

Asukohapunktide esinemist kaitsealal (osakaal) võrreldi ümbritsevas alas erineva kaitsealade osakaaludega (kaks juhuslikku valimit). Fikseeritud faktorid: Lind ja Regioon (*Natura 2000*-s riikide grupp).

3. Tulemused

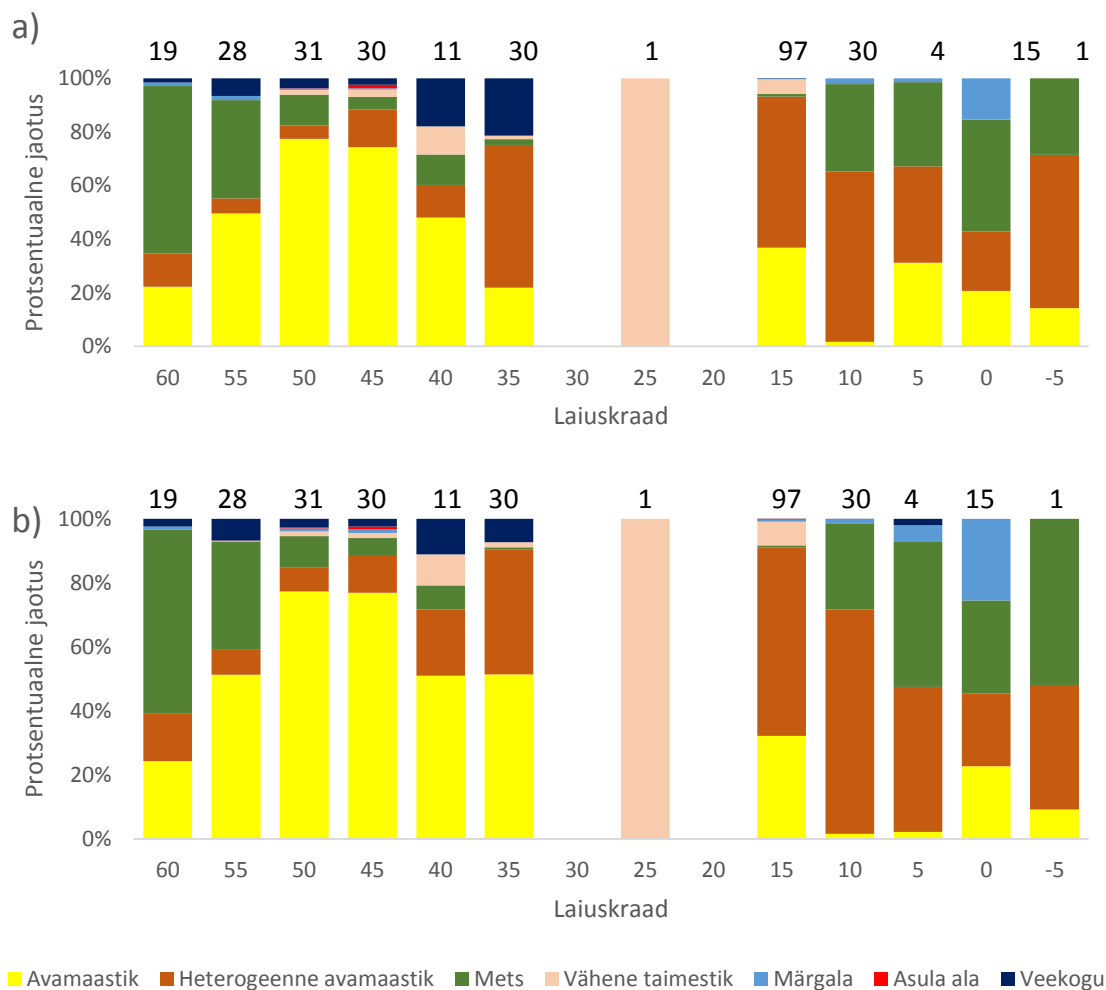
3.1. Maakattetüüpide kasutussagedus

Globcover 2009 klassifikatsiooni 23 maakattetüübist kasutasid linnud 20 maakattetüüpi. Ühtegi maakattetüüpi ei kasutatud kõigis rändepeatustes (N_r). Nii asukohapunktides kui ka rändepeatuste arvu järgi kasutati „heterogeenset põllumaad“, järgneb „heterogeenne taimestik“ (tabel 3).

Tabel 3: Asukohapunktide jaotus *Globcover* 2009 maakattetüüpideks. N_r näitab rändepeatusi, kus antud maakattetüüpi kasutati. „Asukohapunktid“ asukohapunkte, mis paiknesid antud maakattetüübis. Sulgudes on protsent kõigist asukohapunktides (15018).

Maakattetüüp	N_r	Asukohapunktid
Heterogeenne põllumaa	195	4662 (31)
Heterogeenne taimestik	165	2053 (13,7)
Vihmatoiteline põllumaa	140	1063 (7,1)
Heterogeenne mets-põõsastik/rohuma	109	1843 (12,3)
Tihe kuni hõre põõsastik	95	1657 (11)
Suletud heitlehine lehtmets	63	766 (5,1)
Veekogu	43	865 (5,8)
Avatud heitlehine lehtmets	35	733 (4,9)
Hõre taimestik	35	235 (1,6)
Suletud kuni avatud rohuma	24	178 (1,2)
Suletud kuni avatud heterogeenne mets	19	113 (0,8)
Suletud heitlehine okasmets	16	41 (0,3)
Heterogeenne rohuma/mets-põõsastik	15	90 (0,6)
Taimkatteta ala	15	49 (0,3)
Suletud kuni avatud regulaarselt ülejutatav lehtmets	13	94 (0,6)
Niisutatav põllumaa	11	476 (3,2)
Regulaarselt ülejutatav tihe kuni hõre taimestik	8	37 (0,2)
Avatud heitlehine või igihaljas okasmets	4	48 (0,3)
Suletud kuni avatud igihaljas või osaliselt heitlehine lehtmets	3	9 (0,06)
Asula ala	3	6 (0,04)
	Kokku:	15018

Maakattetüüpide koondtüüpide lõikes (joonis 4; andmed maakattetüüpide kaupa lisas 2) võib näha, et põhjalaiustel 55° - 40° ja 15° kraadi peatuvad must-toonekured eeskätt avamaastikul. Avamaastiku osakaal ulatub üle 20% ka põhjalaiustel 60° , 15° ja 5° - 0° .



Joonis 4: Maakattetüüpide koondtüüpide suhteline sagedus olenevalt rändepeatuspaikade laiuskraadist lindude asukohapunktides (A) ja neid ümbritsevatel 1 km raadiusega aladel (B). Laiuskraadi tähis näitab 5° vahemiku põhjapiiri (nt. 60 = 59.9°...55°N, 55 = 54.9°...50°N, jne.), negatiivsed väärtused tähistavad lõunalaiusi. Numbrid tulpade kohal näitavad rändepeatuspaikade arvu.

Heterogeensete avamaastike osakaal suureneb põhjast lõunasse (põhjalaiused 60°-10° ; ja kõrbed (põhjalaiused 30°-20°)), saavutades domineeriva osakaalu (>50%) nii punktides kui ka ümbritsevas alas põhjalaiuste vahemikus 5°–10°, pärast seda püsib lõuna poole minnes see >20% osakaaluga kõigis gruppides). Metsade kasutuse osakaal suureneb 25–50 protsendini nii pesitsusalale (Eestile) kui ka talvitusala lähenedes (Aafrikas). Veekogude osakaal jääb kõikjal alla 25% (aga vt. ptk. 3.3). Kõige rohkem kasutatakse veekogusid 35 põhjalaiuse grupis. Põhjalaiustes 30° kuni lõunalaiusel -5° veekogude osakaal kõigis gruppides alla 2.5%. Kõrbelistes piirkondades (põhjalaiustel 15°–30°) oli üldse ainult üks peatus ja seal peatunud lind hukkus (Priidupoeg Saudi Araabias).

3.2. Maakattetüüpide eelistamine ja vältimine

Ilmnes, et must-toonekured kasutavad maakattetüüpe üldjuhul vastavalt sellele, kui palju neid ümbritsevas maastikus esineb, ja/või on eelistused isenditi väga varieeruvad. Sügisrändel kõige rohkem (kõigi lindude poolt) kasutatavate maakattetüüpide (vihmatoiteline põllumaa; heterogeenne põllumaa; heterogeenne taimestik; suletud heitlehine lehtmets) kohta olulist vältimist/eelistust ei leitud (Tabel 4) ning need neli tavalisemat maakattetüüpi üksteisest keskmise valivusindeksi poolest ei eristunud (korduvmõõtmistega ANOVA: $F_{3, 39} = 0.39$, $p = 0.82$). Sügisrändel ei ilmnenu eelistusi/vältimisi ka maakattetüüpide grupeerimisel (Tabel 7).

Tabel 4: Must-toonekure eelistused maakattetüüpide suhtes (asukohapunktide võrdlus puhveraladega) sügisrändel. Eelistuste olulisust hindav t-test võrdleb keskmiste isendipõhiste valivusindeksite erinevust eelistuse puudumist näitavast ootusväärtusest (1). N on antud maakattetüüpi sügisel kasutanud lindude arv.

Maakattetüüp	Valivus- indeks		Eelistuse olulisus			
	Kesk.	SD	N	t	df	p
Niisutatav põllumaa	0,97	0,20	2	-0,2	1	0,870
Vihmatoiteline põllumaa	0,97	0,84	14	-0,1	13	0,899
Heterogeenne põllumaa	0,94	0,33	14	-0,7	13	0,495
Heterogeenne taimestik	0,95	0,49	14	-0,4	13	0,692
Suletud heitlehine lehtmets	0,76	0,64	14	-1,4	13	0,187
Avatud heitlehine lehtmets	3,81		1			
Suletud heitlehine okasmets	0,67	1,06	6	-0,8	5	0,486
Avatud heitlehine või igihaljas okasmets	0,00		1			
Suletud kuni avatud heterogeenne mets	0,89	0,80	9	-0,4	8	0,698
Heterogeenne mets-põõsastik/rohuma	1,64	1,20	7	1,4	6	0,211
Heterogeenne rohuma/mets-põõsastik	0,33	0,34	4	-4,0	3	0,029
Tihe kuni hõre põõsastik	1,24	0,38	3	1,1	2	0,381
Suletud kuni avatud rohuma	0,90		1			
Hõre taimestik	0,97	1,26	5	-0,05	4	0,964
Regulaarselt üleujutatav tihe kuni hõre taimestik	0,56	0,10	3	-7,4	2	0,018
Taimkatteta ala	0,38	0,00	2	-2,1	1	0,003
Veekogu	1,76	2,01	13	1,4	12	0,200
Muud	1,45	2,09	14	0,8	13	0,435

Nii sügisel kui ka talvel vältisid must-toonekured maakattetüüpe, kus domineerib rohuma (sügisel: heterogeenne rohuma/mets-põõsastik; talvel: suletud kuni avatud rohuma), kuid need tendentsid ei olnud läbivalt olulised (heterogeenne rohuma/mets-põõsastik talvel) või puudusid piisavad andmed selle testimiseks (suletud kuni avatud rohuma sügisel). Nii sügisel kui talvel välditi hõreda taimestikuga alasid (tabelid 4-5) – eriti talvel, mil see hõlmas ka taimkatteta alasid (sügisel koht piisavad andmed puuduvad)

ning oli (erinevalt sügisest) statistiliselt oluline ka vähese taimestiku koondtüübis (tabelid 6-7). Sügisel välditi ka maakattetüüpi „Regulaarselt üleujutatav tihe kuni hõre taimestik“ (talvel seda väita ei saa) ning talvel märgalade koondtüüpi, mis sügisel oli veenvalt mitteoluline (tabelid 6-7).

Tabel 5: Must-toonekure eelistused maakattetüüpide suhtes (asukohapunktide võrdlus puhveraladega) talvitusosaladel. Eelistuste olulisust hindav t-test võrdleb keskmiste isendipõhiste valivusindeksite erinevust eelistuse puudumist näitavast ootusväärtusest (1). N on antud maakattetüüpi talvitusosaladel kasutanud lindude arv.

Maakattetüüp	Valivus- indeks		Eelistuse olulisus			
	Kesk.	SD	N	t	df	p
Niisutatav põllumaa	0,65	0,58	2	-0,84	1	0,554
Vihmatoiteline põllumaa	0,68	0,59	7	-1,45	6	0,197
Heterogeenne põllumaa	1,12	0,56	8	0,60	7	0,570
Heterogeenne taimestik	0,95	0,53	7	-0,26	6	0,803
Suletud kuni avatud igihaljas või osaliselt heitlehine lehtmets	0,28		1			
Suletud heitlehine lehtmets	0,85	0,69	2	-0,30	1	0,813
Avatud heitlehine lehtmets	0,62	0,40	6	-2,32	5	0,068
Heterogeenne mets-põõsastik/rohumaa	1,56	0,91	10	1,97	9	0,081
Heterogeenne rohumaa/mets-põõsastik	0,47	0,66	2	-1,14	1	0,460
Tihe kuni hõre põõsastik	1,13	0,66	9	0,57	8	0,583
Suletud kuni avatud rohumaa	0,40	0,33	4	-3,66	3	0,035
Hõre taimestik	0,37	0,23	4	-5,46	3	0,012
Suletud kuni avatud regulaarselt üleujutatav lehtmets	0,59	0,24	3	-3,02	2	0,094
Regulaarselt üleujutatav tihe kuni hõre taimestik	0,56		1			
Taimkatteta ala	0,40	0,17	3	-6,20	2	0,025
Veekogu	3,91	3,47	3	1,45	2	0,285
Muud	1,12	1,36	10	0,28	9	0,787

Tabel 6. Must-toonekure eelistused maakattetüübi koondtüüpide suhtes (asukohapunktide võrdlus puhveraladega) sügisrändel. Eelistuste olulisust hindav t-test võrdleb keskmiste isendipõhiste valivusindeksite erinevust eelistuse puudumist näitavast ootusväärtusest (1). N on antud maakattetüüpi sügisel kasutanud lindude arv.

Maakattetüübi koondtüüp	Valivusindeks			Eelistuse olulisus		
	Kesk.	SD	N	t	df	p
Avamaastik	0,95	0,36	14	-0,56	13	0,587
Heterogeenne avamaastik	1,03	0,42	14	0,23	13	0,821
Mets	0,95	0,60	14	-0,32	13	0,758
Vähene taimestik	1,44	1,93	12	0,80	11	0,442
Märgala	1,00	1,33	6	0,00	5	0,998
Asula ala	0,36	0,62	6	-2,53	5	0,053
Veekogu	1,63	1,99	14	1,19	13	0,256

Tabel 7. Must-toonekure eelistused maakattetüübi koondtüüpide suhtes (asukohapunktide võrdlus puhveraladega) talvituslaladel. Eelistuste olulisust hindav t-test võrdleb keskmiste isendipõhiste valivusindeksite erinevust eelistuse puudumist näitavast ootusväärtusest (1). N on antud maakattetüüpi talvituslaladel kasutanud lindude arv.

Maakattetüübi koondtüüp	Valivusindeks			Eelistuse olulisus		
	Kesk.	SD	N	t	df	p
Avamaastik	0,90	0,47	10	-0,70	9	0,502
Heterogeenne avamaastik	1,07	0,45	11	0,50	10	0,627
Mets	1,42	1,62	8	0,73	7	0,487
Vähene taimestik	0,32	0,24	6	-7,02	5	0,001
Märgala	0,46	0,31	5	-3,89	4	0,018
Asula ala	0,00		1			
Veekogu	2,05	3,00	6	0,86	5	0,428

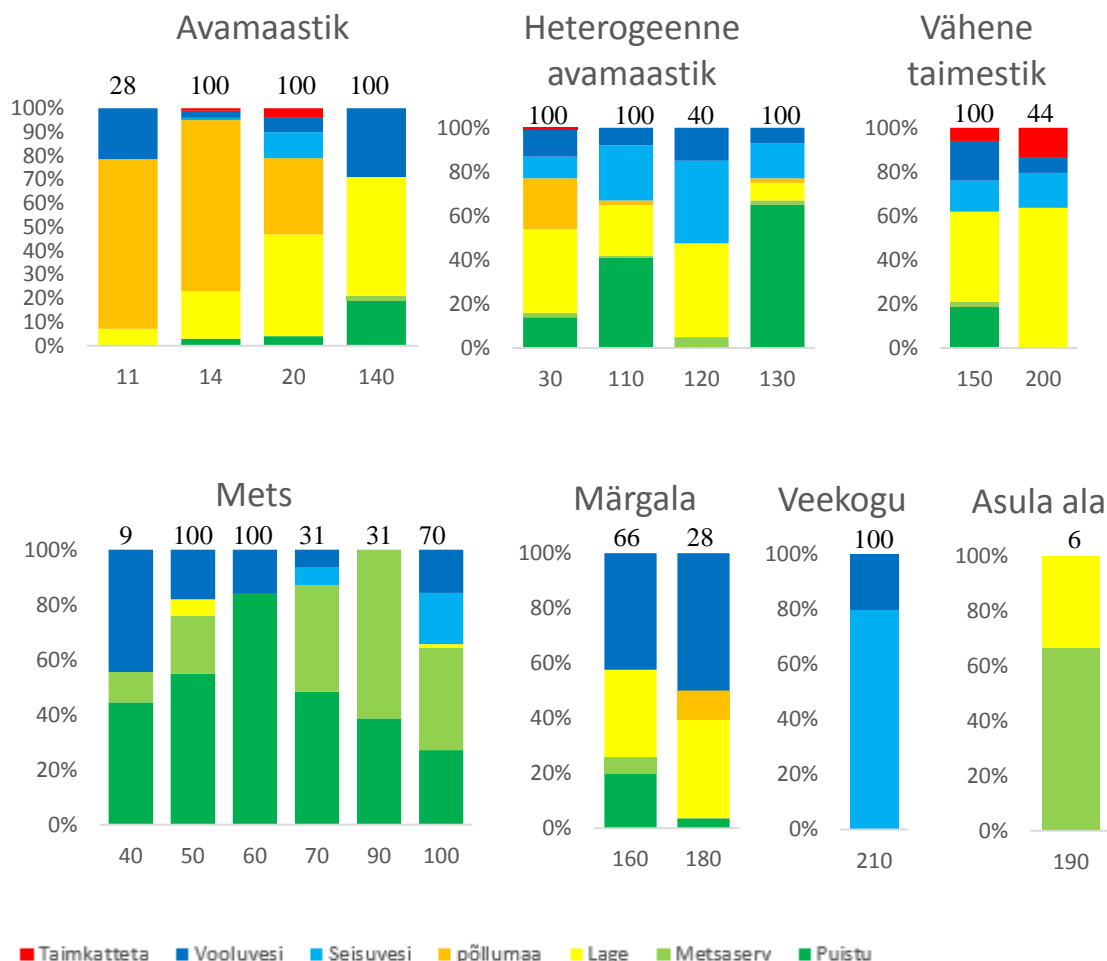
Ainus statistiliselt oluline erinevus must-toonekure maakatte-eelistustes sügis- ja kevadrände vahel ilmnes maakattetüübis „heterogeenne taimestik“ (tabel 8; lähteandmed Lisades 1–2). Tegu on kõige eelistatuma maakattetüübiga sügisrändel ning sageli kasutatavatest maakattetüüpidest (mida kasutas nii kevad kui sügisrändel vähemalt 5 lindu) kõige vähemolulisemaga kevadel ning sesoonne erinevus jääb oluliseks ka pärast Bonferroni korrektsiooni. Samasuunaline tendents ($p = 0,058$) esineb ka sarnases maakattetüübis „Heterogeenne põllumaa“. Teistes piisava valimiga maakattetüüpidest sügiseste ja kevadiste eelistuste vahel olulisi erinevusi ei leitud.

Tabel 8: Lindude kevadiste ja sügiseste maakattetüüpide valivusindeksite võrdlemine.

Maakattetüüp	Sügis ¹	Kevad ¹	Lindude arv	Erinevus	SD	df	p
Heterogeenne taimestik	1,33±0,84	0,35±0,34	7	0,98	0,60	6	0,005
Vihmatoiteline põllumaa	1,02±0,46	0,75±0,49	8	0,27	0,86	7	0,411
Heterogeenne põllumaa	0,88±0,33	0,5±0,28	8	0,37	0,47	7	0,058
Veekogud	0,75±0,8	0,42±0,73	6	0,32	1,08	5	0,500
Heterogeenne mets-põõsastik/rohumaa	0,68±0,69	1,56±1,09	4	-0,88	1,07	3	0,197
Suletud laialehine heitlehine mets	0,6±0,49	0,9±1,48	8	-0,30	1,35	7	0,548
Hõre taimestik	0,58±1,08	0,53±1,14	6	0,06	0,22	5	0,572
Suletud kuni avatud põõsastik	0,56±0,7	0,35±0,39	4	0,21	0,52	3	0,475
Suletud kuni avatud heterogeenne laialehine ja okasmets	0,27±0,17	0,01±0,01	2	0,26	0,18	1	0,289
Suletud heitlehine okasmets	0,1±0,06	0,77±1,25	3	-0,67	1,26	2	0,455

1: Keskmise valivusindeksi±SD

3.3. Maakattetüüpide valideerimine



Joonis 5. Must-toonekurgede asukohapunktide võrdlevalt *Globcover* 2009 ja *Google Earth* satelliitpiltide järgi. *Globcover* 2009 maakattetüüpides (tulbad, tähistatud koodiga, vt tabel 2) on näidatud nendes asunud asukohapunktide jaotus *Google Earth* järgi (number tulba üleval on asukohapunktide valim).

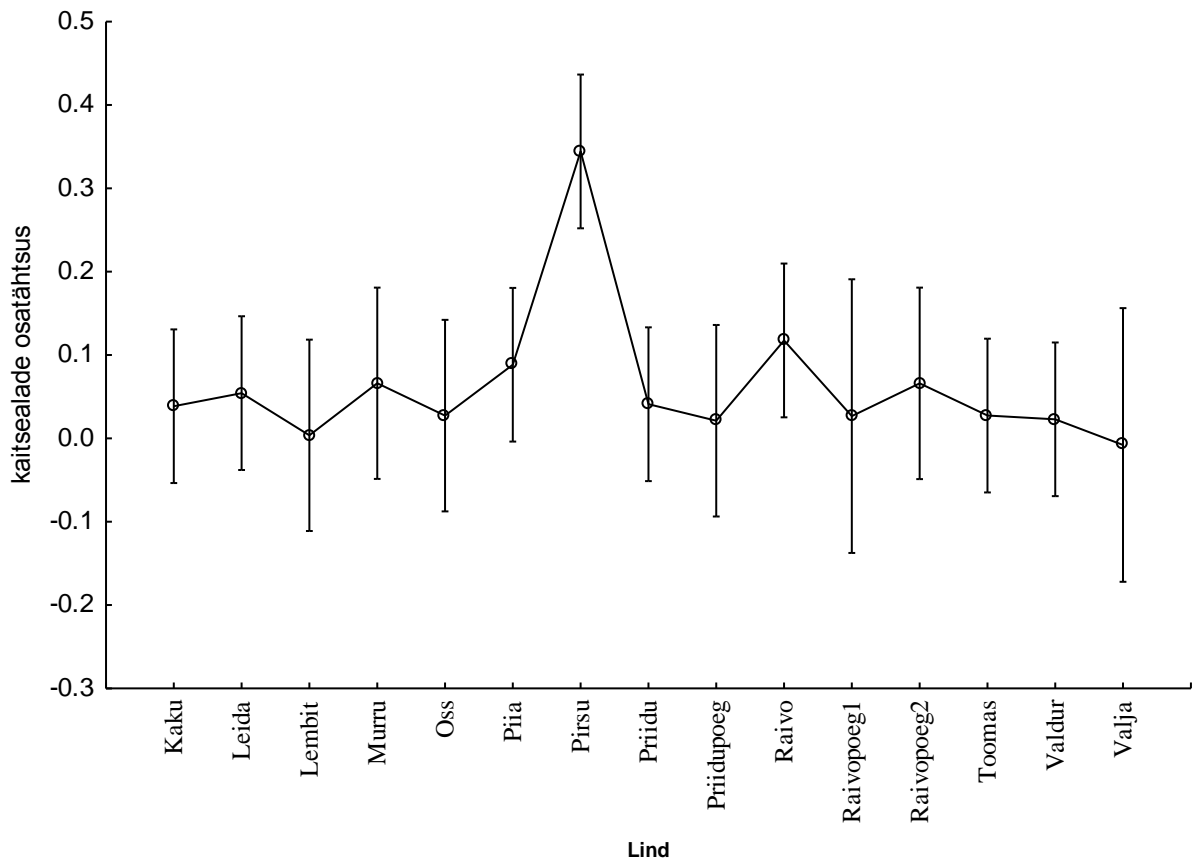
Võrdlusest *Google Earth* satelliitpiltidega selgus, et asukohapunktide maakattetüüp *Globcover* 2009 järgi peegeldab ebatäpsest resolutsioonist hoolimata enamasti üsna hästi tegelikku biotoopi (joonis 5). Must-toonekure elupaigavaliku seisukohalt olulisi täpsustusi oli kolm: 1) suur osa metsade koondtüübi asukohapunktidest paiknes tegelikult metsaservas; 2) maakattetüüpide analüüsil on alahinnatud eeskätt (väikeste) veekogude osakaalu must-toonekure asukohapunktide seas, mis võivad ulatuda kuni 50%-ni looduses, kuigi *Globcover* 2009 neid seal ei sedasta; 3) „taimkatteta aladel“ on tegelikult kuni 60% asukohapunktidest taimkate olemas (avamaastik) ja „hõreda taimestiku“ maakattetüübis on u. 20% asukohapunktidest isegi puistus.

3.4. Rändepeatuspaijade kaitstus

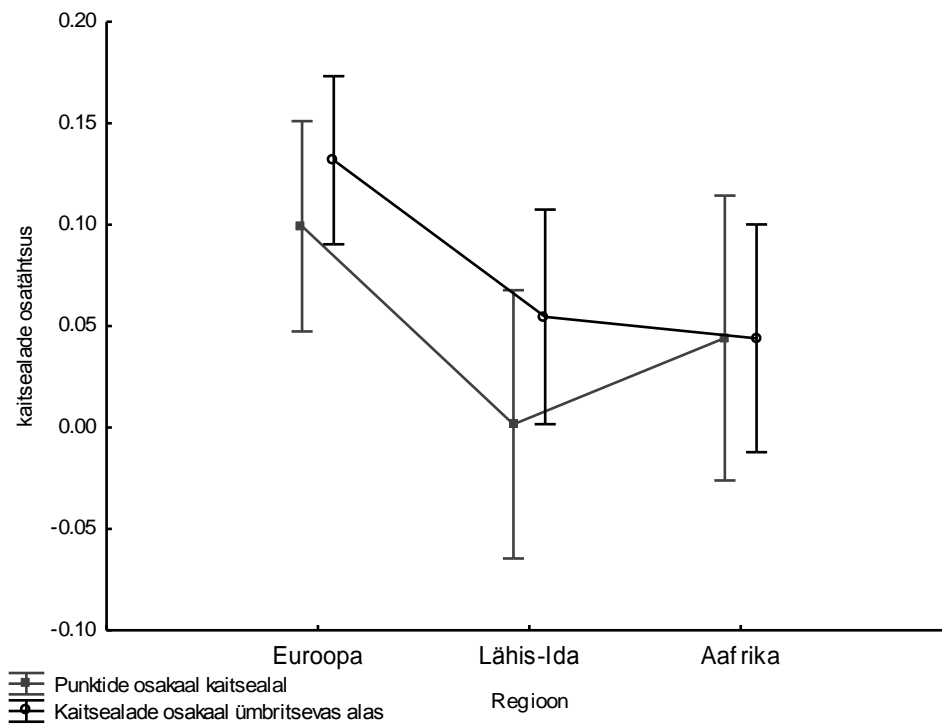
Rändepeatustes ($n = 303$) asusid osad või kõik asukohapunktid kaitsealal 40 juhul. Ümbritsevad alad ($r=25\text{km}$) hõlmasid kaitsealasid 160 rändepeatuspaijaga puhul. Keskmiselt asus rändepeatuspaijade asukohapunktidest 5.4% kaitsealal (Lisa 4 tabel 16). Ümbritsevast alast moodustas kaitseala keskmiselt 7.8%. Seega kalduvad linnud kasutama keskmiselt vähem kaitsealasid, kui neid ümbritsevas alas leidub. See erinevus ei ole keskmiselt küll suur (tabel 9), kuid mitu lindu ei kasutanud kaitsealasid üldse (Raivopoe², Toomas, Valdur ja Valja). Samas näiteks Pirsu asukohapunktidest asus kaitsealadel 29% ($n=1987$; Lisa 4 tabel 16). Rändepeatuspaijad asuvad sagedamini kaitsealadel Euroopas, kus kaitsealasid on „rändekoridoris“ ka üldiselt rohkem (joonis 7).

Tabel 9. Kaitsealade kasutuse üldise lineaarse mudeli tulemused. „Eelistus“ näitab asukohapunktide ja ümbritseva ala võrdlust (mudelis korduvmõõtmisena) ja regioonidena eristati Euroopa, Lähis-Ida ja Aafrika (vt ka joonised 6-7). Vaatlusühikuks iga linna summeeritud asukohapunktide ning ümbritseva ala (pindala) ning nende osakaalud vaadeldavates regioonides ($N_{\text{lind}}=15$; $N_{\text{regioon}}=3$).

	SS	df	MS	F	p
Intercept	0.23	1	0.23	19.4	<0.001
Lind	0.55	14	0.04	3.4	0.008
Regioon	0.10	2	0.05	4.4	0.027
Viga	0.22	19	0.01		
Eelistus	0.01	1	0.01	3.4	0.081
Eelistus*Lind	0.07	14	0.005	1.4	0.246
Eelistus*Regioon	0.01	2	0.003	1.0	0.401
Viga	0.07	19	0.003		



Joonis 6. Kaitsealade osatähtsuste erinevus asukohapunktide ja ümbritsevate alade vahel linnuisendite kaupa (keskmine ja 95% usalduspiirid; efekti olulisust mitmefaktorilises mudelis vt tabel 9).

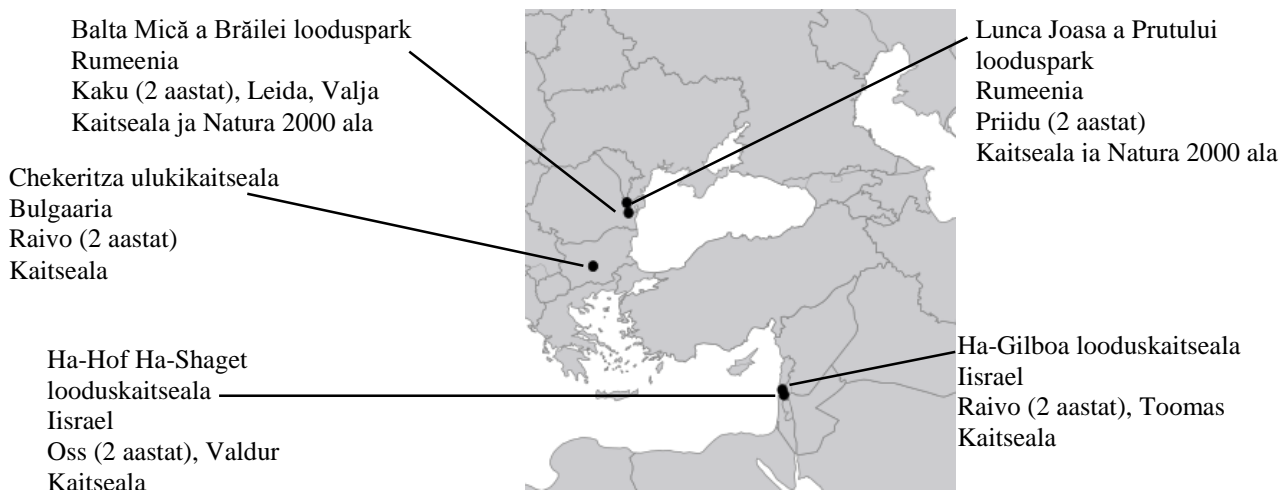


Joonis 7: Kaitsealade keskmine osatähtsus must-toonekure asukohapunktides ja ümbritsevatel aladel kolmes regioonis (keskmine ja 95% usalduspiirid).

Riikidest kasutasid must-toonekured kõige rohkem kaitsealaid Tšaadis (50% asukohapunktidest, vastab ka ümbritseva ala kaitstusele) ja üldse ei kasutatud kaitsealaid 12 läbitud riigis 21-st (Tabel 10). Saja kuuekümnend rändepeatuse seas, mis asusid osaliselt või täielikult kaitsealal, oli ainult 14 juhtu, kus esines ühe kaitseala korduvkasutus erinevate lindude poolt või sama linna puhul erinevatel aastatel (joonis 8). Kokku 5 kaitseala kasutati rohkem kui ühe korra.

Tabel 10. Kaitsealade kasutussagedus must-toonekure rände- ja talvituspaikades riikide kaupa. Eristatud on osatähtsused asukohapunktidest ja ümbritsevas piirkonnas (25 km raadiuses asukohapunktidest). Kahe riigi nimetamine näitab rändepeatuse paiknemist piirialal. N on riigis asunud rändepeatuste arv.

Riik	Regioon	Osatähtsus (%)		
		N	Asukohapunktid	Ümbritsevad alad
Kamerun	Aafrika	7	0.0	0.0
Keenia	Aafrika	12	16.7	22.6
Kesk-Aafrika Vabariik	Aafrika	14	0.0	0.0
Lõuna-Sudaan	Aafrika	19	5.3	4.9
Sudaan	Aafrika	70	0.0	0.0
Sudaan – Lõuna-Sudaan	Aafrika	3	0.0	0.0
Tansaania	Aafrika	4	0.0	17.7
Tšaad	Aafrika	6	50.0	50.0
Bulgaaria	Euroopa	9	44.4	40.0
Eesti	Euroopa	1	0.0	21.6
Etioopia	Euroopa	13	0.0	0.1
Kreeka	Euroopa	2	11.4	36.5
Kreeka – Türgi	Euroopa	4	7.5	23.7
Leedu	Euroopa	3	0.6	10.6
Läti	Euroopa	12	2.5	10.4
Läti-Valgevene	Euroopa	1	0.0	9.3
Moldova	Euroopa	1	0.0	0.0
Moldova-Rumeenia	Euroopa	3	9.5	4.4
Poola	Euroopa	4	14.6	22.6
Rumeenia	Euroopa	19	12.7	13.8
Ukraina	Euroopa	31	4.39	6.7
Ukraina – Poola	Euroopa	1	0.0	15.8
Valgevene	Euroopa	18	0.0	9.0
Iisrael	Lähis-Ida	24	3.9	4.1
Iisrael – Jordaania	Lähis-Ida	7	0.6	2.6
Saudi Araabia	Lähis-Ida	1	0.0	0.0
Türgi	Lähis-Ida	14	0.0	3.4



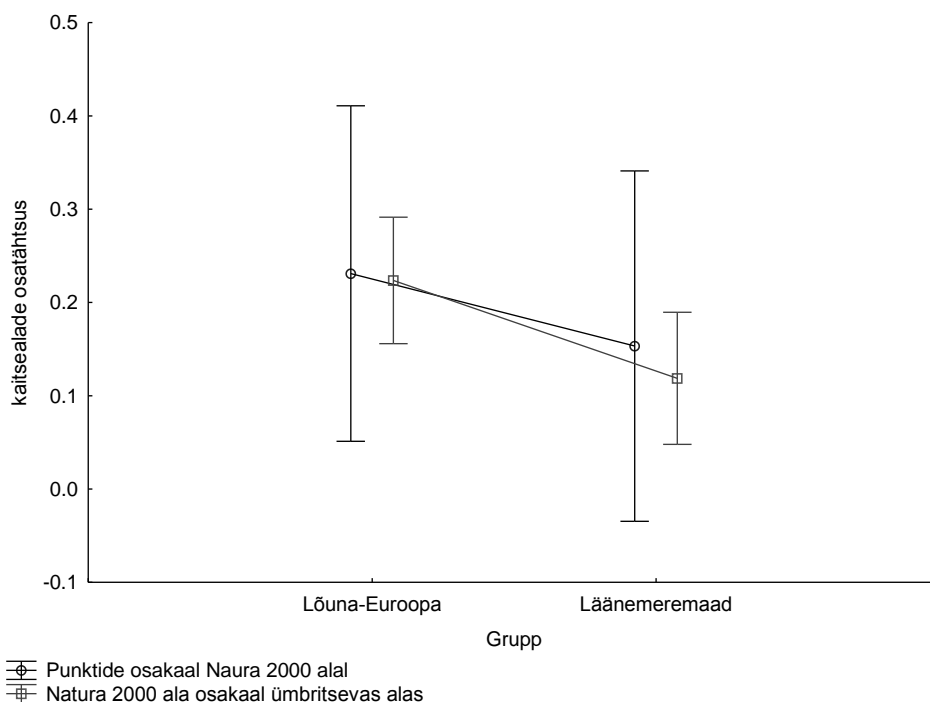
Joonis 8: Must-toonekurgede rändeteel korduvalt kasutatud kaitsealad ja Natura 2000 alad.

Rändepeatusest, mis paiknesid Euroopa Liidu riikides ($n=59$), asusid osaliselt või kõik asukohapunktid Natura 2000 alal 25-l rändepeatusel. Ümbritsevas alas ($r=25\text{km}$) asus osaliselt või täielikult Natura 2000 alal 58 rändepeatust. Keskmiselt asus rändepeatusepaiga siseselt 20% punktidest Natura 2000 alal (Lisa 4 tabel 17). Ümbritsevast alast moodustas Natura 2000 ala keskmiselt 17%.

Tabel 11. Natura 2000 alade kasutuse üldise lineaarse mudeli tulemused. „Eelistus“ näitab asukohapunktide ja ümbritseva ala võrdlust (mudelis korduvmõõtmisena) ja gruppidenäitab Lõuna-Euroopa ja Läänemere maad (vt ka joonis 9). Vaatlusühikuks iga linnu summeeritud asukohapunktide ning ümbritseva ala (pindala) ning nende osakaalud vaadeldavates regioonides ($N_{\text{lind}}=15$; $N_{\text{grupp}}=2$).

	SS	Df	MS	F	p
Intercept	1,5	1	1,5	29,6	<0,001
Grupp	0,1	1	0,1	1,9	0,186
Viga	1,08	21	0,05		
Eelistus	0,005	1	0,005	0,1	0,757
Eelistus*Grupp	0,002	1	0,002	0,04	0,841
Viga	1,1	21	0,052		

Kahes piirkonnas (Grupp; Läänemere maad ja Lõuna-Euroopa) ei erine (tabel 11) Natura 2000 alade kasutus ümbritsevas maastikus olevast kaitsealade osakaalust, see tähendab, et grupi siseselt kasutavad linnud sama palju Natura 2000 alasid, kui ümbritsevas maastikus leidub. Erinevus ei ilme ka kahe grupi vahel (Joonis 9).



Joonis 9: Natura 2000 alade keskmine osatähtsus must-toonekure asukohapunktides ja ümbritsevatel aladel kahes riikide grupis (keskmine ja 95% usalduspiirid). $F(1, 21)=0.04$, $p=0.84$

Lindude Natura 2000 alade kasutuse erinevused riikide vahel on ära toodud tabelis 12. Kõige rohkem kasutati Natura 2000 alasid Rumeenias piiriääres (keskmiselt 36%) ja üldse ei kasutatud 1 riigis (Eesti). Kolmes riigis kasutati Natura 2000 alasid rohkem, kui neid ümbritsevas piirkonnas leidis. 4 juhul oli ümbritsevas alas protsentuaalselt Natura 2000 alasid rohkem kui linnud neid kasutasid.

Tabel 12. Natura 2000 alade kasutussagedus must-toonekure rände- ja talvituspaiades riikide kaupa. Eristatud on osatähtsused asukohapunktidest ja ümbritsevas piirkonnas (25 km raadiuses asukohapunktidest). N on riigis asunud rändepeatuste arv.

Riik	N	Osatähtsus (%)	
		Asukohapunktid	Ümbritsevad alad
Bulgaaria	9	22	21
Eesti	1	0	21
Kreeka	6	6	39
Leedu	3	1	6
Läti	12	1	9
Poola	5	32	16
Rumeenia	22	36	17

4. Arutelu

Must-toonekured kasutavad idarändeteekonnal (ja ka talvituslaladel) kõige rohkem avamaastikke ja ka heterogeenseid avamaastikke (kus ei ole võimalik öelda täpselt, kas domineerib puistu või avamaastik). Need domineerivad metsade ja veekogude üle. Heterogeense avamaastiku kasutust talvituslaladel on täheldatud ka eelnevates uurimustes (domineerivad kõrrelised, üksikud puud ja põõsad; lääne rändeteekond; Chevallier jt. 2010b). Võib öelda, et nii ida- kui läänerrändeteekonnal domineerivad sarnased maakatted. Samas ei olnud avamaastike eelistamine rändepeatuste siseselt statistiliselt oluline ning ühte heterogeense avamaastiku maakattetüüpi (heterogeenne rohumaa/mets-põõsastik) linnud isegi vältisid. Samalaadne olukord ilmnas ka rohkesti kasutatavate metsade ja veekogude puhul. Seega võib öelda, et linnud kasutavad nii avamaastikke, heterogeenseid avamaastikke, metsi ja veekogusid enam-vähem sarnaselt nende leidumisele ümbritsevas maastikus. Rändeliikumiste suurt ulatust arvestades on võimalik, et valivus ilmneb suuremas mastaabis, näiteks eelistusena rännata läbi avamaastikurohkete piirkondade, mida käesolevas töös ei käsitletud.

Üldiselt leidis aga kinnitust hüpotees, et avamaastike ja heterogeensete avamaastike osakaal on rände- ja talvituslaladel oluliselt suurem nende kasutamisest pesitsusajal. Must-toonekure pesitsusaegses elupaigakasutuses domineerivad metsamaastik ja veekogud (Jiguet ja Villarubias 2004; Hampl jt. 2005; Treinys jt. 2009; Moreno-Opo jt. 2011). Pesitsusajal must-toonekure elupaigavalik sõltub toiduallikatest, sobivate toitumispaikade olemasolust, puistu sobivusest pesitsemiseks ning sobiva pesapuu olemasolust (Augustis ja Sinkevičius 2005). Pesitsusvälisel ajal langeb ära vajadus sobiva pesitsusmaastiku ning pesapuu järele. Samas on puud vajalikud ka puhkamiseks (Chevallier jt. 2010a), mis võib seletada osaliselt metsade kasutuse rändel.

Veekogud on must-toonekure rände- ja talvituslaladel toitumispaikadena väga olulised (Bossche 2003; Chevallier jt. 2008; Chevallier jt. 2010b), aga käesolev *Globcover* 2009 maakattetüüpide analüüs järgi veekogude eelistamist ei kinnitanud ja talvituslalal näitas hoopis märgalade vältimist. Sellel vastuolul on ilmselt mitu põhjust. Esiteks on veekogud (täpsemalt kalatiigid ja veekanalid, vähem jõed) võtmetähtsusega üksnes rändeteekonna teatud osades, eriti Iisraelis (Iisraeli, laiuskraadigrupis on ka antud töös veekogude osakaal 21%), aga ka siis, kui linnud jäävad talvituma (Bossche 2003). Võib eeldada, et linnud ei kasuta kõiki rändepeatusi ainult toitumiseks, vaid

peatutakse ka puhkamiseks või ebasoodsate ilmastikuolude eest varjumiseks (Newton 2006). Näiteks tuule suund ja tugevus on põhifaktorid, mis määravad ära, kust ja millal must-toonekured Gibraltari väina ületavad (Parkes 2003). Järelikult võib osa rändepeatuspaiga kasutusest olla seotud mitte toitumisvajadusega, vaid seal oodatakse edasirändeks sobivat ilma. Samuti täheldas Bossche (2003) rändepeatuspaiga siseselt, et parasjagu mitte toituvad must-toonekured puhkavad nii mäenõlvadel, kuivanud kalatiikidel, puudel, mastidel ja põldudel. Seega võivad paljud asukohapunktid peegeldadagi pigem puhkamiskohti, mis eeldatavasti vähendab veekogude osakaalu ning võib osaliselt seletada legendike suurt kasutussagedust.

Globcover 2009 maakattetiübi kaardil alahinnati eelkõige veekogude osakaalu. Linnud kasutavad veekogusid rohkem, kui seda maakattetiüptide kasutuse analüüside tulemustes kajastub. Veekogude väikest osatähtsust Aafrikas (vahemikus 10° lõunalaiust kuni 15° põhjalaiust) võib lisaks põhjustada asjaolu, et *Globcover 2009* maakattetiüptide kaart ei pruugi tuvastada ajutisi veekogusid. Ka niisugused veekogud on seniste teadmiste kohaselt must-toonekure rändteekonnal ja talvitusaladel toitumiseks olulised (Shine 2003; Chevallier jt. 2008). Samas on toidu leidmise tõenäosus (ajutistest) veekogudest Aafrikas raskesti ennustatav, kuna toonekured talvituvad seal kuival aastaajal, mil tingimused aastati kõiguvad (Chevallier jt. 2008). Ning lõpuks jääb võimalus, et ka valideerimiseks kasutatud *Google Earth* satelliitkaartidel ei pruugi olla näha väga väikesed vooluveekogud ja ajutised lombid, kus konkreetse rändeteekonna jooksul võib leiduda lindudele sobivat toitu (kalad).

Teisalt võiks veekogude ka tegelikkuses vähene leidumine rändeteekonnal põhjendada avamaastike suuremat rolli rändel võrreldes pesitsusaegsega, eriti Aafrikas. Võib arvata, et kui rändepeatuses pole saadaval piisavalt koguses kergesti kättesaadavat toitu (veekogudest püütud kalad) ja noorlindudele toidu püüdmise vajadus puudub, siis tarbivad must-toonekured teiste toiduallikate puudumise tõttu suuremas mahu ka putukaid rändel. On teada, et pesitsusajal söövad must-toonekured putukaid vähe, kuna nende leidmine ja püüdmine on ajakulukas, eelkõige aladel, kus kalad ja teised väikesed suured saakloomad on saadaval, eriti kui noorlindude jaoks on vajalik suur kogus toitu (Hampl jt. 2005). Samas on putukate tarbimise kogus rändel must-toonekure puhul täpsemalt teadmata. Must-toonekured tarbivad pesitsusajal vähesel määral ka väikeseid imetajaid (Hampl jt. 2005), mida nad võivad ka leida põldudelt.

Avamaastike tähtsuse puhul tuleb arvestada ka kisklusriski olulisust, mis lisaks toidule on rändeagees elupaigavalikus oluline faktor (Cimprich jt. 2005; Buler jt. 2007). Mosaiikne (heterogeenne) maastik võib-olla parim lahendus kiskja eest varjumiseks (Whittingham ja Evans 2004). Avatud maastikul näeb lind kaugele ja seega aitab see kaugemalt märgata kiskjat (Chevallier jt. 2010b). Suur kisklusrisk vähendab aga ka toitumise efektiivsust, kuna linnud peavad kiskjate märkamiseks ümbrus jälgima (Whittingham ja Evans 2004; Cimprich jt. 2005; Chevallier jt. 2008). Linnud käituvad inimestega samamoodi kui kiskjatega, väldivad neid samamoodi kui looduses esinevaid kiskjaid (Newton 2006; Chevallier jt. 2008). On leitud, et avatud maastikel, samamoodi nagu looduslikelgi kiskjatel, on must-toonekured inimeste lähedusele ka leplikumad (Chevallier jt. 2010b).

Vaadates veel pesitsusajal domineerivaid maakattetüüpe eraldi, siis metsadest domineerivad rändel lehtmetsad (järgnevad segametsad), mis on sarnased ka Euroopas pesitsusajal kasutatavate metsatüüpidega (Augustis ja Sinkevičius 2005). Metsade puhul kasutasid toonekured aga palju metsaservasid. Pesitsusajal metsaservi pigem välditakse (Löhmus jt. 2005). Talvitusajal väldivad must-toonekured märgalasid, mis on üllatav, kuna sealt võiksid linnud leida sobivat toitu (kalad ja ka hepaiksed). Märgalad on arvatud olevat just olulised toitumisaigad toonekuredel Aafrikas (Jiguet jt. 2011). Toonekured talvituvad Aafrikas kuival aastaajal, mil tingimused aastati kõiguvad (Chevallier jt. 2008), sellest võib järeldada, et ajal kui must-toonekured Aafrikas viibivad, ei ole neile märgalad sobivad. Samas ei ole *Globcover* 2009 kaartidelt tuvastatav, et ka maakattetüüpide kaart on tehtud kuival- või vihmaajal ning kas antud maakattetüüpide pindala on sarnane kaardil ning ajal kui linnud seal peatuvad.

Kevad ja sügisrändel maakattetüüpide eelistustes tuli oluliseks ainult heterogeense taimestiku väiksem eelistamine kevadel kui sügisel (sarnasele tendentsile läheneb ka heterogeenne põllumaa). Kui arvestada, et antud maakattetüüpides esineb palju põllumaad (vastavalt 20-50% ja 50-70%), siis võib üheks põhjuseks olla põldude kündmine. Laiolo (2005) leidis oma Itaalia põllumajandusmaastikku uurides, et küntud põllud on maastik, kus puudub lindudele piisav toit, ning linnud väldivad neid. Kui põllud on küntud enne kevadrännet, siis taolised tingimused ei muutu seal ka enne uue taimestiku kasvu st. must-toonekure kevadrände ajaks. Seega peavad toonekured otsima kevadel teisi sobivaid toitumisasasid.

Suurim suremus on just Euroopa pikamaaränduritel ületades Saharat (Klaassen jt. 2014). Nagu ka antud tööst selgub, siis Aafrika kõrbete piirkonnas ei ole must-toonekurgedele sobivaid rändepeatuspaikasad ja ainus Saudi Araabia kõrbes peatunud lind hukkus. Siiski näib, et rändeteekonnale jäävad kõrbealad ei ole must-toonekure arvukuslanguse peamine põhjus, ehkki must-toonekurgede suremus rändel on suur. Käesolevas töös käsitletud lindudest hukkusid kõik noorlinnud (juv; 5 lindu) oma esimesel rändel juba enne talvitusaalale jõudmist ja 19 vanalinnust hukkus rännete jooksul seitse. Linnud, kelle hukkamise põhjus on tõenäoliselt teada (U. Sellis/Kotkaklubi, kirjal. teade), hukkusid samas enamasti mitte toidupuuduse tõttu vaid muudel põhjustel (laskmine, elektriliinidesse lendamine, mürgitus, haigused). Sellest tulenevalt võib eeldada, et toit ei ole rändel must-toonekurgedele limiteeriv faktor, seega elupaigavalik ja rändepeatuspaikade kasutus, tagamaks vajaliku toiduhulga rändeteekonnal, on õnnestunud. Samas ei saa me hinnata, et kuidas mõjutab elupaigavalik elektriliinidesse lendamist ning mahalaskmist inimese poolt, kuna hukkamise ajahetke ja rändepeatuspaikade omavahelist seost ei uuritud.

Kaitsealade ning Natura 2000 alade kasutus lindude poolt on väike, vastavalt 5.4% ja 20%. Ei saa väita, et linnud kasutavad neid alasid süstemaatiliselt vähem, kui neid ümbritsevas alas ehk nn rändeteekonnal leidub, seega paistab olevat kaitsealade ja Natura 2000 alade valik juhuslik ning sõltub rändeteekonnal asuvate kaitsealade ning Natura 2000 alade suurusest ja arvust. Lindude vahel on väga suured erinevused kaitsealade kasutuses. Vaadates regioone, siis Euroopas asuvad asukohapunktid sagedamini kaitsealal kui Lähis-Idas ja Aafrikas. Sama tendents on ka rändekoridoris (ümbritsevas alas). Euroopas ületavad need numbrid ka kogu regiooni keskmist kaitsealade osakaalu pindalast (12.4%), teises kahes regioonis jääb kaitsealade tunduvalt alla regiooni keskmisele kaitsealade osakaalule (Ida-Aafrikas 15.9% ja Põhja-Aafrikas ning Lähis-Idas 9.5%; Chape jt. 2005). Eelnevast võib eeldada, et kaitsealad ei ole, vähemalt Lähis-Idas ja Aafrikas ainukesed sobivad „saarekesed“ keset lindudele sobimatut maastikku. Põhjuseks võib olla asjaolu, et linnud kasutasid palju maakattetüüpe, kus on ülekaalus põllumaa, ning põllumaa ei ole enamasti samavõrra kaitstud kui näiteks metsad ning rohumaad (Chape jt. 2005; Limiñana jt. 2012).

Kui vaadelda Natura 2000 alade kasutust nii Läänemere piirkonnas kui ka Lõuna-Euroopa riikides, siis on mõningane tendents Läänemere piirkonnas kaitsealade väiksemale osakaalule nii ümbritsevas alas kui ka punktide kasutuses. Samas ei saa

seda kindlalt väita, kuna lindude erinevused Natura 2000 alade kasutuses on väga suured. Seega piirkondade keskmised omavahel ei erine. Sellest tulenevalt võib öelda, et nii inimarenguindeksi (HDI; piirkondade keskmised, tuletatud riikide keskmisest – ka järgnevad: Lõuna-Euroopa 0.8 ja Läänemeremaades 0.82; Human Development Report) ning ökoloogilise jalajälje (vastavalt 3.47 ja 5.32; Ecological footprint Annual Report 2012) erinevused kahe piirkonna vahel ei mõjuta kaitsealade kasutust. Samas kui vaadelda regioone, siis Euroopas, kus enamus riikide HDI on väga kõrge või kõrge ning Lähis-Ida ja Aafrika, kus enamus riikide HDI on keskmine või madal (Human Development Report), siis saab väita, et kõrgemate HDI juures on tendents kasutada ka rohkem kaitsealasid.

Kaitsealade kasutus on juhuslik ning ei ole välja kujunenud kindlaid kaitsealasid, mida palju linnud kogu rändeteekonnal kasutavad. Võib-olla oleks kaitsealadest olulisem luua lindudele sobivaid toitumispaidu. Must-toonekurgedele rändel on positiivne kalatiikide rajamine. Näiteks Iisraelis pakuvad sobivaid toitumispaidu toonekurgedele, neid hakati rajama 1940ndatel aastatel, sealt rändavad läbi ja toituvad suur osa idarändeteekonna toonekurgedest (Bossche 2003). Seal saavad linnud toituda ja piisavad rasvavarud koguda enne kõrbete ületamist teel talvitusaladele.

Maakattetüüpide kasutus piki laiukraadi varieerub, kuid üldiselt järgib maakattetüüpide kasutuse varieeruvus ümbritsevas maastikus saadavoleva maakattetüüpide varieeruvust. Lisaks selgub, et linnud ei pruugi kasutada rändel samasid elupaiku, mida kasutatakse pesitsusajal ning rändeteekonna lõikes võib elupaigakasutus varieeruda. Seega linnuliikidele kaitsealade loomisel rändeteekonnale ei saa üks ühele pesitsusaegset elupaigakasutust kopeerida. Lindude jaoks tuleb leida rändel kasutatavad elupaigad ja rändepeatuspaigad ning talvitusalad. Ning lisaks tuleb arvestada varieeruvusega rändeteekonna lõikes, kuna kogu rändeteekonnal ei ole ühte kindlat „elupaiganõudluse retsepti“, mille alusel saaks rajada lindudele sealhulgas ka must-toonekurele sobivaid kaitsealasid.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et avamaastike (ka heterogeensete avam.) suurem osakaal võib olla seotud veekogude vähese arvukusega rändeteekonnal (Aafrikas), pesapuude/pesitsusmetsade ebaolulisusega rändel, kisklusriski vähendamisega. Sügisrändel võidakse heterogeenset taimestik kasutada rohkem, kuna kevadel on põllumaad toitumiseks vähemsobivad kui sügisel. Maakattetüüpide kasutus piki laiuskraadi järgib ümbritseva ala maakattetüüpide jaotumust. Natura 2000 alade kasutust HDI ja ökoloogiline jalajälg ei mõjuta. Samas regioonide (Euroopa, Lähis-Ida

ja Aafrika) vahel ilmnevad erinevused, kus kõrgem HDI võib tähendada suuremat kaitsealade kasutust.

Globcover 2009 maakattetüüpide kaart on piisavalt täpne, et kirjeldada lindude elupaigakasutust rändel. Samale seisukohale on jõutud ka väike-konnakotka (*Aquila pomarina*) rändepeatuspaikade kasutust uurides (Gerkmann ja Meyburg 2009). Tuleb arvestada, et väiksemate maastikuelementide puhul toimub alahindamine (näiteks metsaserv ja väikeveekogud) ning see on tingitud 300x300m pikslitihedusega resolutsioonist ning vajalik on väikeste maastikuelementide valideerimine.

Kokkuvõte

Magistritöö eesmärgiks oli määrata must-toonekure poolt enimkasutatavad ja eelistatavad elupaigatüübid rändel, hinnata kaitsealade rolli must-toonekurgede rändepeatuspaikade seas ning esimese eesmärgiga seotud lisaeesmärgiks on kontrollida peamise kasutatava aluskaardi adekvaatsust toonekure elupaikade kirjeldamiseks. Hüpoteesideks said seotud: (1) Erinevalt pesitsusajast eelistavad must-toonekurgedel avatud maastikke; (2) Elupaikade kasutus varieerub sesoonide vahel; (3) Must-toonekurgede elupaigakasutus rändeteekonna lõikes varieerub sõltuvalt ümbritseva maastiku maakatetest; (4) Kaitsealad kasutavad must toonekured vähem kui ümbritsevas maastikus leidub, kuna läbitakse vähese intensiivsusega (HDI ja ökoloogiline jalajälg) piirkondi; (5) Regioonide vahel esineb erinevus kaitsealade kasutuses sõltuvalt rändekoridoris olevast kaitsealade hulgast; (6) *Globcover 2009* täpsus maakattetüübi määramisel sobib kasutamaks maastikul oleva maakattetüübi määramiseks.

Enimkasutatud ja eelistatud elupaigatüüpide uurimiseks rändel kasutati satelliitsaatjatega varustatud 19 must-toonekurge, kõik linnud pärinesid Eestis. Vaadeldavaks ajaperioodiks oli 2006 sügis kuni 2012 sügis. Kokku esines lindudel 303 rändepeatust ja talvitusala. Analüüsimaaks maakattetüüpide kasutust kasutati *Globcover 2009* maakattetüüpide kaarte, maakattetüüpide valideerimiseks kasutatud *Google Earth* satelliitpilte. Kaitsealade ning Natura 2000 alade kasutust vaadeldi WDPA kaitsealade kaardilt ning Euroopa kosmoseagentuuri Natura 2000 alade kaardilt.

Tulemustest selgus, et linnud kasutavad rändel kõige rohkem avatud maastikke ja heterogeenselt avatud maastikke. Nendele järgnevad pesitsusajal olulised maastikud metsad ning veekogud. Samas ühtegi eelistust antud maakatetes nii sügisrändel ning talvitusaladel ei esinenud. Talvitusaladel välditi hõredat taimestikku ning märgalasid. Kevad ja sügisrändel maakattetüüpide eelistustes tuli oluliseks ainult heterogeense taimestik väiksem eelistamine kevadel kui sügisel (sarnasele tendentsile läheneb ka heterogeenne põllumaa). Maakattetüüpide kasutus piki laiukraadi varieerub. Üldiselt järgib maakattetüüpide kasutuse varieeruvus ümbritsevas maastikus saadavoleva maakattetüüpide varieeruvust. Valideerimisest selgus, et veekogude kasutuse osakaal on tegelikult suurem, kui seda ennustab *Globcover 2009* maakattetüüpide kaart.

Kaitsealade ning Natura 2000 alade kasutus lindude poolt on väike, vastavalt 5.4% ja 20%. Ei saa väita, et linnud kasutavad neid alasid süstemaatiliselt vähem, kui neid ümbritsevas alas ehk nn rändeteekonnal leidub, seega paistab olevat kaitsealade ja Natura

2000 alade valik juhulik ning sõltub rändeteeakonnal asuvate kaitsealade ning Natura 2000 alade suurusel ja arvust. Natura 2000 alade kasutust HDI ja ökoloogiline jalajälg ei mõjuta. Samas regioonide (Euroopa, Lähis-Ida ja Aafrika) vahel ilmnevad erinevused, kus kõrgem HDI võib tähendada suuremat kaitsealade kasutust.

Kokkuvõtvalt näitas käesolev magistritöö, et satelliitandmeid ning maakattetüüpide kaarte saab kasutada laiapõhjaliseks elupaigauuringuks, samas tuleb arvestada, et Globcover 2009 maakattetüüpide kaart alahindab tulenevalt oma resolutsioonis (1px=300x300m) väikeste maakatteelementide hulka.

Habitat use by migrating black stork *Ciconia nigra*

In this study an aim was to find most used and preferred habitat types used by black stork (*Ciconia nigra*) and assess the role of protected areas in stopover and wintering areas use. Extra aim connected to first aim was to find if main base map was adequate enough for using it for describing used and preferred habitats of black stork. Hypothesis where: (1) different from breeding areas black stork prefer open habitats during migration; (2) habitats usage differs between seasons; (3) habitats usage differs along latitude; (4) black-stork will use less protected areas than in surrounding areas, because they use areas with low intensity (HDI and ecological footprint); (5) between regions there are differences in protected area use depending of protected areas cover in the surrounding areas; (6) Globcover 2009 habitats map is adequate for describing habitats used by migrating black stork.

Black storks (19 birds) were captured and tagged with satellite transmitters for finding most used and preferred habitat types used by black stork (*Ciconia nigra*), all birds originated from Estonia. Habitats usage was observed in time period from autumn 2006 to autumn 2012. Birds used 303 stopovers and wintering areas. For analysing habitat use and preference was used *Globcover* 2009 (habitat types) land cover base maps, for finding out if these maps were adequate enough for describing habitat use by black stork was used Google Earth satellite imagery. Protected and Natura 2000 areas usage was found out from WDPA Protected Areas map and European Space Agency Natura 2000 base map.

Results showed that black storks most use open and heterogeneous open habitats. These were followed by important breeding habitats forests and water bodies. From these habitats migrating black storks in autumn did not prefer anything. In winter black storks avoided sparse vegetation and wetlands. Only differences between autumn and spring migration was that black storks preferred “mosaic vegetation/cropland” (heterogeneous taimestik) more in autumn than in spring (“mosaic cropland/vegetation” (heterogeneous põllumaa) was approaching to similar trend too). Habitats usage differs along latitude and is similar to habitats in the surrounding areas. From validating *Globcover* 2009 base map appeared that this base map underestimates coverage of small water bodies.

Usage of protected and Natura 2000 areas was small, correspondingly 5.4% and 20%. Cannot argue that birds use less protected and Natura 2000 areas than in surrounding areas, from that seems that usage of protected and Natura 2000 areas was random and is influenced by protected and Natura 2000 areas coverage in the surrounding areas. It seems

that HDI and ecological footprint do not influence Natura 2000 area usage, but between regions (Europe, Middle-East and Africa) there can be trend that higher HDI means higher protected area usage.

This study showed that satellite data and land cover maps can be used for broad habitat usage studies, but must take into consideration that Globcover 2009 land cover map underestimates land covers with small area, it is caused by its resolution (1px=300x300m).

Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajat Asko Lõhmust. Suur tänu Urmas Sellisele ja MTÜ Kotkaklubile toonekurgede satelliitsaatjatega varustamise, mulle nende ligipääsu võimaldamise ning lindude kohta abistava infomatsiooni andmise eest.

Peamisteks GPS-saatjate ostu rahastajateks olid Euroopa Liidu struktuurifondid (läbi Tartu Ülikooli) ja LIFE programm, Keskkonnainvesteeringute Keskus (läbi Eesti Ornitoloogiaühingu ja Kotkaklubi). Info ostu Argose süsteemist toetasid Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskkonnaamet, KIK ja Euroopa Liidu LIFE programm.

Uuringut on aidanud läbi viia Eesti Teadusagentuur projektide ETF9051 ja SF0180012s09 (vastutav täitja A. Lõhmus) raames.

Kasutatud kirjandus

- Bairlein F., Gwinner E. 1994., Nutritional mechanisms and temporal control of migratory energy accumulation in birds. *Annual Review of Nutrition* 14: 187-215.
- Barriocanal C., Montserrat D., Robson D. 2002., Influences of wind flow on stopover decisions: the case of the reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* in the Western Mediterranean. *International Journal of Biometeorology* 46: 192–196
- Berthold P., Terrill S. B., 1991., Recent advances in studies of bird migration. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 357-378.
- BirdLife International. 2004., Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. - BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2012., *Ciconia nigra*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. URL=www.iucnredlist.org. Kasutatud 10. mai 2014.
- Bonek M., Hampl R., Peške L., Pojer F., Šimek J., Bureš S. 2008., African Odyssey Project – satellite tracking on black storks *Ciconia nigra* breeding at a migratory divide. *Journal of Avian Biology* 39: 500-506.
- Bossche W. V. den 2003., Black Storks (*Ciconia nigra*) wintering in Northern Israel. *Aves* 40: 1-4.
- Buler J. J., Moore F. R., Woltmann S. 2007., A multi-scale examination of stopover habitat use by birds. *Ecology* 88: 1789-1802.
- Cano L. S., Franco C., Doval G., Torés A., Carbonell I., Tellería J. L., 2013., Conservation of Iberian Black Storks *Ciconia nigra* outside breeding areas: distribution, movements and mortality. *Bird Conservation International* 23:463–468.
- Cano L. S., Tellería J. L. 2013., Migration and winter distribution of Iberian and central European black storks *Ciconia nigra* moving to Africa across the Strait of Gibraltar: a comparative study. *Journal of Avian Biology* 44: 189–197.
- Chape S., Harrison J., Spalding M., Lysenko I. 2005., Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 443-455.

- Chevallier D., Baillon F., Robin J.-P., Le Maho Y., Massemin-Challet S. 2008., Prey selection of the black stork in the African wintering area. *Journal of Zoology* 276: 276–284.
- Chevallier D., Duponnois R., Baillon F., Brossault P., Grégoire J.-M., Eva H., Y. Le Maho Y. Le., Massemin S. 2010a., The Importance of Roosts for Black Storks *Ciconia nigra* Wintering in West Africa. *Ardea* 98:91-96.
- Chevallier D., Le Maho Y., Baillon F., Duponnois R., Dieulin C., Brossault P., De Franclieu P., Lorge P., Aurouet A., Massemin S. 2010b., Human activity and the drying up of rivers determine abundance and spatial distribution of Black Storks *Ciconia nigra* on their wintering grounds, *Bird Study*, 57: 369-380.
- Chevallier D., Maho Y. L., Brossault P., Baillon F., Massemin S. 2011., The use of stopover sites by Black Storks (*Ciconia nigra*) migrating between West Europe and West Africa as revealed by satellite telemetry. *Journal of Ornithology* 152: 1-13.
- Cimprich D. A., Woodrey M. S., Moore F. R. 2005., Passerine migrants respond to variation in predation risk during stopover. *Animal Behaviour* 69: 1173-1179.
- Eltis J., Leito A., Leivits A., Luigujõe L., Mägi E., Nellis R, Nellis R, Ots M., Pehlak H., 2013., Eesti haudelindude talvine staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008 – 2012. *Hirundo* 26: 80-112.
- Gerkmann B., Meyburg B-U. 2009., Habitats used by Lesser Spotted Eagles (*Aquila pomarina*) during migration and wintering as revealed by Satellite tracking and remote sensing. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 6: 87-102.
- Hagemeijer, W. J. M. ja Blair, M. J. 1997., *The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance.* - T & A D Poyser, London.
- Hampl R., Bureš S., Baláž P., Bobek M., Pojer F. 2005., Food Provisioning and Nestling Diet of the Black Stork in the Czech Republic. *Waterbirds* 28:35-40.
- Higuchi H. 2012., Bird migration and the conservation of the global environment. *Journal of Ornithology* 153: 3-14.
- Jiguet F., Villarubias S., 2004., Satellite tracking of breeding black storks *Ciconia nigra*: new incomes for spatial conservation issues. *Biological Conservation* 120: 153–160.

- Jiguet, F., Massemin, S., Chevallier, D. 2011., Predictive distribution models applied to satellite tracks: modelling the western African winter range of European migrant Black Storks *Ciconia nigra*. *Journal of Ornithology* 152: 111–118.
- Klaassen R. H. G., Hake M., Strandberg R., Koks B. J., Trierweiler C., Exo K-M., Bairlein F., Alerstam T. 2014., When and where does mortality occur in migratory birds? Direct evidence from long-term satellite tracking of raptors. *Journal of Animal Ecology* 83: 176–184.
- Koleček J., Reif J., Šťastný K., Bejček V. 2010., Changes in bird distribution in a Central European country between 1985–1989 and 2001–2003. *Journal of Ornithology* 151: 923-932.
- Kumari, E. 1975., *Lindude ränne*. - Valgus, Tallinn.
- Laiolo P. 2005., Spatial and Seasonal Patterns of Bird Communities in Italian Agroecosystems. *Conservation Biology* 19: 1547–1556.
- Limiñana R., Soutullo A., Arroyo B., Urios V. 2012., Protected areas do not fulfil the wintering habitat needs of the trans-Saharan migratory Montagu's harrier. *Biological Conservation* 145: 62–69.
- Lok E. K., Esler D., Takekawa J. Y., De La Cruz S. W., Boyd W. S., Nysewander D. R., Evenson J. R., Ward D. H. 2011., Stopover habitats of Spring Migrating Surf Scoters in Southeast Alaska. *Journal of Wildlife Management* 75: 92-100.
- Lõhmus A., Sellis U., Rosenvald R. 2005., Have recent changes in forest structure reduced Estonian black stork *Ciconia nigra* population? *Biodiversity and Conservation* 14: 1421:1432.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., 1993., *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Chapman & Hall, London.
- Marra P. P., Hobson K. A., Holmes R. T. 1998., Linking Winter and Summer Events in a Migratory Bird by Using Stable-Carbon Isotopes. *Science, New Series*. 282: 1884-1886.
- Moreno-Opo R., Fernández-Olalla M., Guil F., Arredondo Á., Higuero R., Martín M., Soria C., Guzmán J. 2011., The role of ponds as feeding habitat for an umbrella species: best management practices for the black stork *Ciconia nigra* in Spain. *Oryx* 45: 448-455.

- Németh Z., Moore F. R. 2007., Unfamiliar stopover sites and the value of social information during migration. *Journal of Ornithology* 148: S369-S376.
- Newton I. 2006., Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology* 147: 146–166.
- Newton I. 2010., *Bird migration*. Collins, London
- Norris, D. R., Marra, P. P., Kyser T. K., Sherry T. W., Ratcliffe L. M. 2004., Tropical winter habitat limits reproductive success on the temperate breeding grounds in a migratory bird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271: 59–64.
- Norris, D. R., Marra, P. P. 2007., Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *Condor* 109: 535–547.
- Pande S., Pawashe A., Deshpande P., Sant N., Kasambe R., Mahabal A. 2006., Recent records, review of wintering distribution, habitat choice and associations of Black Stork *Ciconia nigra* in India and Sri Lanka. *Biota* 7: 71-81, 2006
- Parkes, C. 2003., VHF radio-telemetry monitoring of satellite tracked migrating Black Storks (*Ciconia nigra*) across the Straits of Gibraltar. *Aves* 40: 122-126.
- Pomeroy A. C., Butler R. W., Ydenberg R. C., 2006. Experimental evidence that migrants adjust usage at a stopover site to trade off food and danger. *Behavioral Ecology* 17:1041-1045.
- Rettie W. J., Messier F. 2000., Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23: 466–478.
- Schneider-Jacoby M. 1999., Breeding distribution and ecology of the black stork *Ciconia nigra* in the Sava alluvial wetlands, Croatia. *Acrocephalus Ljubljana* 20: 167-176.
- Seeger, W. S., Cutchis, P. N., Fuller, M. R., Suter, J.J., Bhatnagar, V. ja Wall, J. G. 1996., Fifteen years of satellite tracking development and application to wildlife research and conversation. *Johns Hopkins APL Technical Digest* 17: 401-411.
- Sergio, F., I. Newton I. 2003., Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.

Shimazaki, H., Tamura, M. ja Higuchi, H. 2004., Migration routes and important stopover sites of endangered oriental white storks (*Ciconia boyciana*) as revealed by satellite tracking. *Memoirs of National Institute of Polar Research* 58: 162-178.

Shine T., 2003., The Conservation Status of Eastern Mauritania's ephemeral wetlands and their role in the Migration and Wintering of Black Storks (*Ciconia nigra*). *Aves* 40: 228-240.

Webster M. S., Marra P. P., Haig S. M., Bensch S. and Holmes R. T. 2002., Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 76–83.

Whittingham M. J., Evans K. L. 2004., The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210-220.

Kasutatud internetiallikad

GLOBCOVER 2009 Validation Report 2.2. URL=<http://due.esrin.esa.int/globcover/>
Kasutatud 29.04.2014

Human Development Report 2013. URL= <http://hdr.undp.org/en/2013-report> Kasutatud
14.05.2014

Ecological footprint Annual Report 2012

URL=http://www.footprintnetwork.org/images/article_uploads/2012_Annual_Report.pdf Kasutatud 14.05.2014

Lisa 1 Sügisrände ning talvitusalaade isendipõhised valivusindeksid

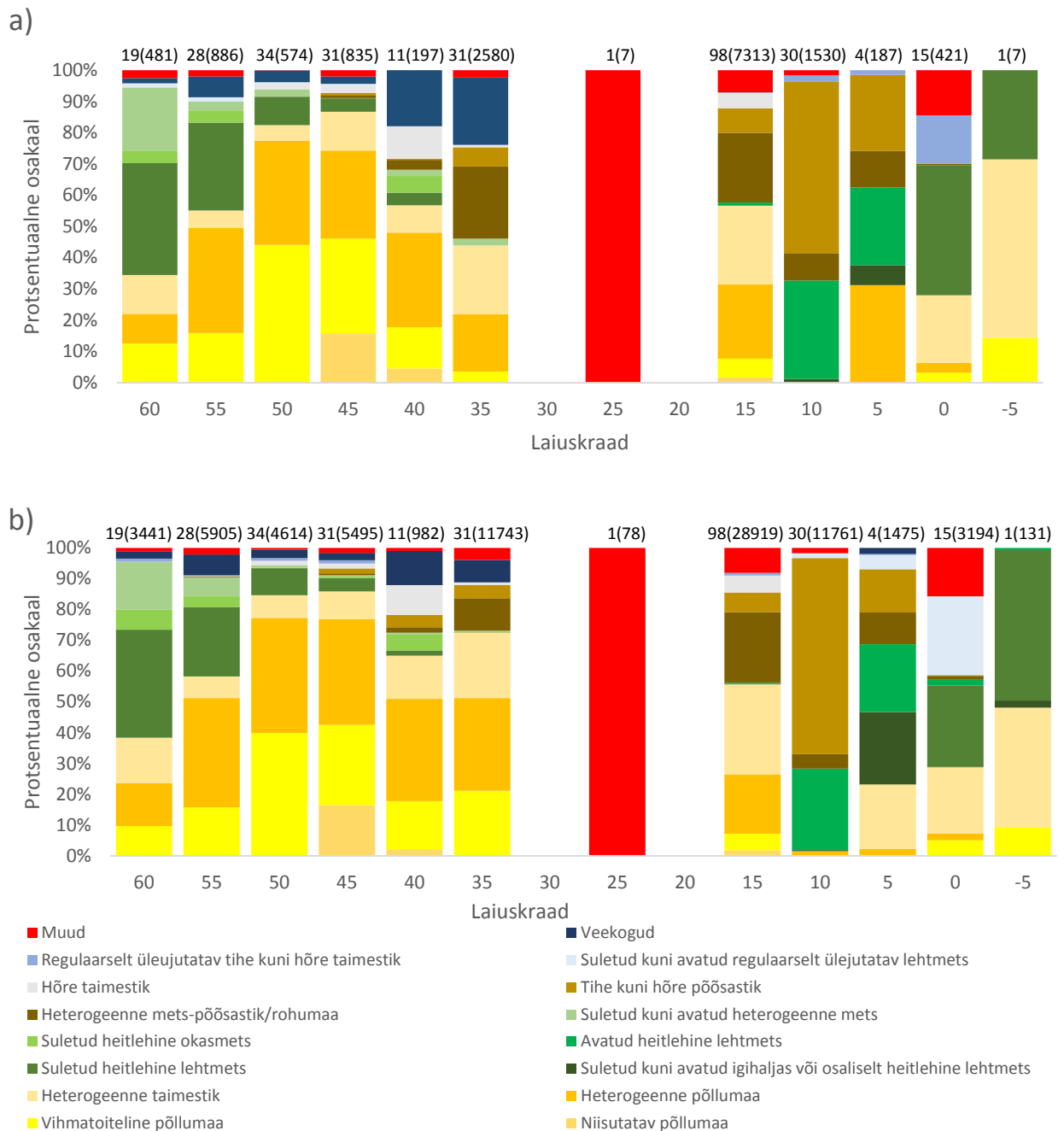
Tabel 13. Sügisrände isendipõhised valivusindeksid

Lind	Kaku	Leida	Lembit	Murru	Oss	Pirsu	Priidu	Priidupoeg	Raivo	Raivopoeg1	Raivopoeg2	Toomas	Valdur	Valja
Nrändepeatas	17	10	6	7	8	9	8	3	13	4	5	4	20	2
Niisutatav põllumaa						0.83				1.11				
Vihmatoiteline põllumaa	0.72	1.11	1.36	0.34	3.56	0.93	0.93	1.50	0.18	0.35	0.62	0.48	0.56	0.96
Heterogeenne põllumaa	0.91	0.82	0.67	0.80	1.46	0.79	0.95	0.80	0.28	0.91	1.51	1.43	0.78	1.01
Heterogeenne taimestik	0.88	0.91	0.55	1.51	0.00	0.73	1.52	0.59	0.70	0.78	0.88	0.87	1.95	1.38
Suletud heitlehine lehtmets	1.26	1.76	0.00	0.62	0.51	1.23	0.00	0.92	0.15	1.82	0.29	1.20	0.92	0.00
Avatud heitlehine lehtmets						3.81								
Suletud heitlehine okasmets	0.27		0.00		0.43					0.18	2.83		0.34	
Avatud heitlehine või igihaljas okasmets					0.00									
Suletud kuni avatud heterogeenne mets	0.31	0.22	2.30		0.66			1.25	0.37	0.27	0.54		2.10	
Heterogeenne mets-põdsastik/rohuma	1.93	0.37		0.57		2.39			3.48			2.30	0.42	
Heterogeenne rohuma/mets-põdsastik	0.74								0.10	0.46	0.00			
Tihe kuni hõre põdsastik	1.51					0.81			1.41					
Suletud kuni avatud rohuma		0.90												
Hõre taimestik		0.08	0.00	1.92		0.15	2.72							
Suletud kuni avatud regulaarselt ülejutatav lehtmets														
Regulaarselt ülejutatav tihe kuni hõre taimestik		0.50								0.50				0.68
Taimkatteta ala								0.38	0.38					
Veekogu	1.64	0.77	0.49		0.64	1.05	0.62	3.96	3.97	6.97	0.00	0.24	1.05	1.44
Muud	1.28	3.48	0.00	2.38	2.16	1.01	0.00	0.00	0.09	0.00	7.57	0.38	1.97	0.00

Tabel 14. Talvitusalade isendipõhised valivusindeksid

Lind	Kaku	Leida	Lembit	Murru	Oss	Pia	Pirsu	Pridu	Raivo	Toomas	Valdur
N _r ändepeatus	2	25	31	4	4	1	9	42	18	4	4
Niisutatav põllumaa		0.24				1.06					
Vihmatoiteline põllumaa	0.17	1.43	1.51		0.10			0.81	0.38		0.34
Heterogeenne põllumaa	1.38	1.74	1.68		0.42		0.46	1.60	0.60		1.05
Heterogeenne taimestik	0.10	0.81	1.05	0.96	1.85			1.15	0.71		
Suletud kuni avatud igihaljas või osaliselt heitlehine lehtmets				0.28							
Suletud heitlehine lehtmets	0.36								1.34		
Avatud heitlehine lehtmets	0.62			1.12			0.92	0.70	0.00	0.38	
Heterogeenne mets-põõsastik/rohumaa	0.51	0.62	0.89	1.70	1.19	1.52	2.60	1.13	3.35	2.12	
Heterogeenne rohumaa/mets-põõsastik		0.94								0.00	
Tihe kuni hõre põõsastik	2.01	1.41	1.42	0.92	2.11		0.70	0.75	0.11	0.69	
Suletud kuni avatud rohumaa		0.60	0.26			0.00		0.00	0.72		
Hõre taimestik		0.53	0.54		0.05			0.38			
Suletud kuni avatud regulaarselt ülejutatav lehtmets				0.34				0.81	0.61		
Regulaarselt üleujutatav tihe kuni hõre taimestik			0.56								
Taimkatteta ala		0.21	0.47			0.53					
Veekogu	0				5.06				6.65		
Muud	0	2.60	0.72	0.00	0.97	1.04	4.08	1.78	0		0

Lisa 2 Maakattetüüpide kasutuse seos laiuskraadiga



Joonis 10: Maakattetüüpide suhteline sagedus olenevalt rändepeatuspaikade laiuskraadist lindude asukohapunktide (A) ja neid ümbritsevate 1 km raadiusega alade puhul (B). Laiuskraadi tähis näitab 5° vahemiku põhjapiiri (60 = 59.9°...55°N; 55 = 54.9°...50°N), negatiivsed väärtused tähistavad lõunalaiusi. Iga tulba üleval on ära toodud grupi sisene rändepeatuspaikade arv ning sulgudes grupi sisene üksikute punktide arv. Muud“ alla maakattetüübid, mille keskmine üheski rändeteekonna jaotumise grupis ei ületanud 5% piiri (5; avatud heitlehine või igihaljas okasmets, heterogeenne rohumaa/mets-põõsastik, suletud kuni avatud rohumaa, asula ala, taimkatteta ala).

Lisa 3 Maakattetüüpide sesoonanalüüsi valimis

kasutatud linnud

Tabel 15. Maakattetüüpide sesoonanalüüsi valimis kasutatud linnud. X näitab linnu kasutust maakattetüübi analüüsis.

Maakattetüüp	Kaku	Leida	Oss	Pirsu	Priidu	Raivo	Toomas	Valdur
Heterogeenne taimeistik	x	x		x	x	x	x	x
Vihmatoiteline põllumaa	x	x	x	x	x	x	x	x
Heterogeenne põllumaa	x	x	x	x	x	x	x	x
Veekogud		x		x	x	x	x	x
Heterogeenne mets-põõsastik/rohuma	x			x		x		x
Suletud laialehine heitlehine mets	x	x	x	x	x	x	x	x
Hõre taimeistik	x	x		x	x	x		x
Suletud kuni avatud põõsastik	x	x				x		x
Suletud kuni avatud heterogeenne laialehine ja okasmets						x		x
Suletud heitlehine okasmets		x				x		x

Lisa 4 Lindude kaitsealade ning Natura 2000 alade kasutus

Tabel 16. Lindude kaitsealade kasutus. „Punktide %“ näitab punktide osakaalu, mis asusid kaitsealal. „Ümbritsev %“ näitab ümbritsevas piirkonnas (r=25km) asunud kaitseala osakaalu.

Lind	N	Osatähtsus (%)	
		Asukohapunktid	Ümbritsevad alad
Kaku	21	4.6	4.8
Leida	41	2.9	3.8
Lembit	37	0.4	1.1
Murru	11	9.1	11.9
Oss	13	0.3	8.5
Piia	4	26.6	17.7
Pirsu	21	29.1	27.8
Priidu	58	1.1	3.1
Priidupoeg	3	0.6	7.1
Raivo	43	11.5	13.4
Raivopoeg1	4	9.0	10.7
Raivopoeg2	5	0.0	4.3
Toomas	10	0.0	5.4
Valdur	30	0.0	8.5
Valja	2	0.0	8.6
Kokku	303	5.4	7.8

Tabel 17. Lindude vahelised erinevused Natura 2000 alade kasutuses. „Punktide %“ näitab punktide osakaalu, mis asusid Natura 2000 aladel. „Natura2000 %“ näitab ümbritsevas piirkonnas (r=25km) asunud Natura 2000 ala osakaalu.

Lind	N	Osatähtsus (%)	
		Asukohapunktid	Ümbritsevad alad
Kaku	5	35	13
Leida	6	2	13
Lembit	2	0	3
Oss	2	0	32
Piia	2	53	16
Pirsu	8	24	30
Priidu	13	28	15
Priidupoeg	2	1	10
Raivo	7	16	17
Raivopoeg1	2	0	32
Raivopoeg2	1	90	13
Toomas	2	50	18
Valdur	6	0	11
Valja	1	38	22
Kokku	59	20	17

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Hillar Liiv

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
MUST-TOONEKURE (*CICONIA NIGRA*) ELUPAIGAKASUTUS RÄNDEL

mille juhendaja on Asko Lõhmus,

- 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 kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 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**