



Haudelinnustiku asustustihedus kuivendatud Kripsi soo ümbruse metsades

Asko Lõhmus*

Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, Vanemuise 46, Tartu

Kokkuvõte

Haudelinnustiku muutumine on kogu maailmas suure keskkonnapoliitilise tähelepanu all, kuid metsades on lindude asustustiheduse täpne määramine väga töömahukas. Ka Eestis valdavad metsalindude uuringutes lühiajalised loendused. 20. sajandi teisel poolel tehti täppisloendusi rohkem, kuid uurimisalad olid enamasti väikesed ja subjektiivselt piiritletud. Artiklis annan ülevaate metsalinnustiku täppisloendustest terviklikul majandataval metsamaastikul. Uurimisala, pindalaga 405 ha (sh 81% metsamaad), asub Ida-Eestis ja selle keskmesse jääb kuivendusjärgselt metsastunud Kripsi siirdesoo. Linnupaaride asukoht ja arv määrati 2020. aastal kogu ala keskmiselt 7–8 korda kaardistades, eristades paaridena vähemalt kahepäevase vahega samas kohas pesitsemisele viitavalt käituvad linnud. Maastikus leiti 78 liiki haudelinde, üldise asustustihedusega 2,3 paari/ha; metsamaal vastavalt 62 liiki ja 2,4 paari/ha. Inimasustust ümbritsevates puistutes pesitses keskmiselt 3,6 paari/ha, mis ilmselt tuleneb nende kasvukohtade suhteliselt kõrgemast viljakusest. Kuivendusmetsastatud soomännikutes ulatus aga asustustihedus olenevalt puistu vanusest ainult 1,0–2,1 paarini/ha ja puissoona püsivas osas oli üksnes 0,5 paari/ha. Kõrgeimad asustustihedused (raieküpses segametsas) ulatusid 7,6 paarini/ha, kusjuures ka keskealises heinamaale istutatud ja halvas sanitaarses seisundis olevas viljakas kuusikus elas 5,5 paari linde hektaril. Neljal proovilapil võrreldi tulemusi ka kahepäevase inventuuri omadega; selgus, et madalatel asustustihedustel inventuuri ülehindab ja kõrgetel asustustihedustel alahindab tegelikke arvukusi umbes 20% ulatuses. Konkreetsete liikide tasemel võivad vead olla märksa suuremad. Kokkuvõttes oli uuritud metsamaastik üsna linnuvaene, hoolimata väheste vanade viljakal mullal asuvate puistute linnurohkusest. Vajab uurimist, kas linnurikaste biootopide asendumine linnuvaestega on piisav seletus Eesti metsalinnustiku arvukuses täheldatud vähenemistrendile.

* E-post: asko.lohmus@ut.ee

Sissejuhatus

Haudelinnustikku peetakse tänapäeval keskkonnaseisundi jälgimise ja looduskaitse eesmärkide seadmise oluliseks mõõdikuks. Eri riikides ja regioonides (sh Eestis) on kasutusele võetud linnustiku muutusi kirjeldavad koondindeksid, mille sisendiks on standardsed ja paljudes kohtades korratavad kiirloendused – eeskätt punktloendused (nt Gregory *et al.* 2005; Kuresoo, Pehlak & Nellis 2011; Hudson *et al.* 2017). Kiirloenduste meetodika on eriti kohane maastike ja laialt levinud biotoopide seisundi käsitlemisel, nagu metsad ja põllumajandusmaastik (Järvinen, Kuusela & Väisänen 1977; Donald, Green & Heath 2001; Nellis & Volke 2019). Puuduseks on aga vähene täpsus linnuasurkondade tegeliku suuruse, elujõulisuse, maastiku muutumisest tuleneva ümberpaiknemise ja ökosüsteemides avalduva mõju hindamiseks.

Klassikaline meetod metsalindude pesitsusaegse arvukuse ja paiknemise uurimiseks on **korduvkaardistamine**: pesakohaga seotud isendite kaardistamine kogu pesitsusessooni jooksul (Palmgren 1930; Kendeigh 1944). Tulemus saadakse vaatluste kaarti tõlgendades, eeldades, et korduvalt samas kohas nähtud pesitsemisele viitava käitumisega linnud seal ka pesitsevad. Niisugune loendus on töömahukas, aga siiski vähem töömahukas, kui otsida üles kõik pesad. Vastavalt jääb aga õhku küsimus tõlgenduste õigsusest (Best 1975), kusjuures nende veapiire ei osata statistiliselt hinnata, erinevalt näiteks transektloenduste omast (Gottschalk & Huettmann 2011). Kahtlemata on aga kaardistamise

puhul tegemist väärtusliku võimalusega linnustikust ülevaadet saada ning esmaselt oleneb mistahes linnuloenduste usaldusväärsus vaatleja oskustest ja hoolikusest (Verner 1985; Bibby *et al.* 2000).

Eestis ilmus lindude korduvkaardistamisest metsade ja parkide „proovilappidel“ kümnekond tööd 1960-ndatest kuni 1980-ndateni (Leibak & Kuus 2018). Seejärel liikus loendajate huvi lihtsustatud loendusviisidele, konkreetsetele liikidele ning Eesti kui terviku käsitlemisele. Näiteks Henn Vilbaste (1958, 1965) lihtsustatud **inventuuri** meetodit, kus kaardistuskordi on paar-kolm, kasutatakse täiendatud kujul edukalt ökoloogilistes töödes (nt Rosenvald & Lõhmus 2007; Rosenvald *et al.* 2011). Samuti kasutatakse metsalindudest tänini röövlindude ja rähnide kaardistamist just neile liigirühmadele kohandatud mastaabis ja meetoditega (Lõhmus *et al.* 2000; Väli, Nellis & Lõhmus 2019). Teisalt on keskkonnauuringud uuesti jõudnud vajaduseni tervete linnukoosluste arvukust ja paiknemist täpselt teada (nt pesitsusaegsete raiete mõju hindamisel; Mägi 2019). Niisuguseid uuringuid pole Eestis kaua tehtud. Käesoleval sajandil on ilmunud ainult üksikud metsalinnustiku korduvkaardistamise tööd (Ellermaa 2005; Lõhmus & Rosenvald 2005; Leito *et al.* 2006). Ka ülevaateosede esitlevad asustustihedusi metsades peamiselt aastakümneid vanade andmete põhjal (Leibak, Lilleleht & Veromann 1994; Elts, Kuus & Leibak 2018), samal ajal kui punktloendus näitab asurkondade suurt vähenemist (Nellis & Volke 2019). Loogiliselt peaksid olema vähenenud ka asustustihedused maastikel.

Käesolevas töös laiendan Ellermaa (2005) püüdlust korduvkaardistada linnustik puistu taseme „proovilapist“ suuremas mastaabis, hinnates ühtlasi ka selle eri osade linnustikku. Kirjeldan linnustiku asustustihedust ja paiknemist ühes Eesti maastikulises tervikus: selle keskel on häviv loodusmaastik (1930-ndatest alates järkjärgult kuivendatud soo), mida ümbritsevad majandusmetsad ja neid omakorda inimasustus. Ala erinevalt majandatud osi võrreldes annab see ühtlasi teavet lageraie- ja kuivendus põhise metsanduse tagajärgedest, mida oleme mujal käsitleanud lihtsustatud loenduste põhjal (Lõhmus 2004; Rosenvald & Lõhmus 2007; Rosenvald *et al.* 2011). Vastavalt on töö üks eesmärk ka lihtsustatud loendusmeetodite vea hindamine (vt ka Lõhmus & Rosenvald 2005).

Materjal ja metoodika

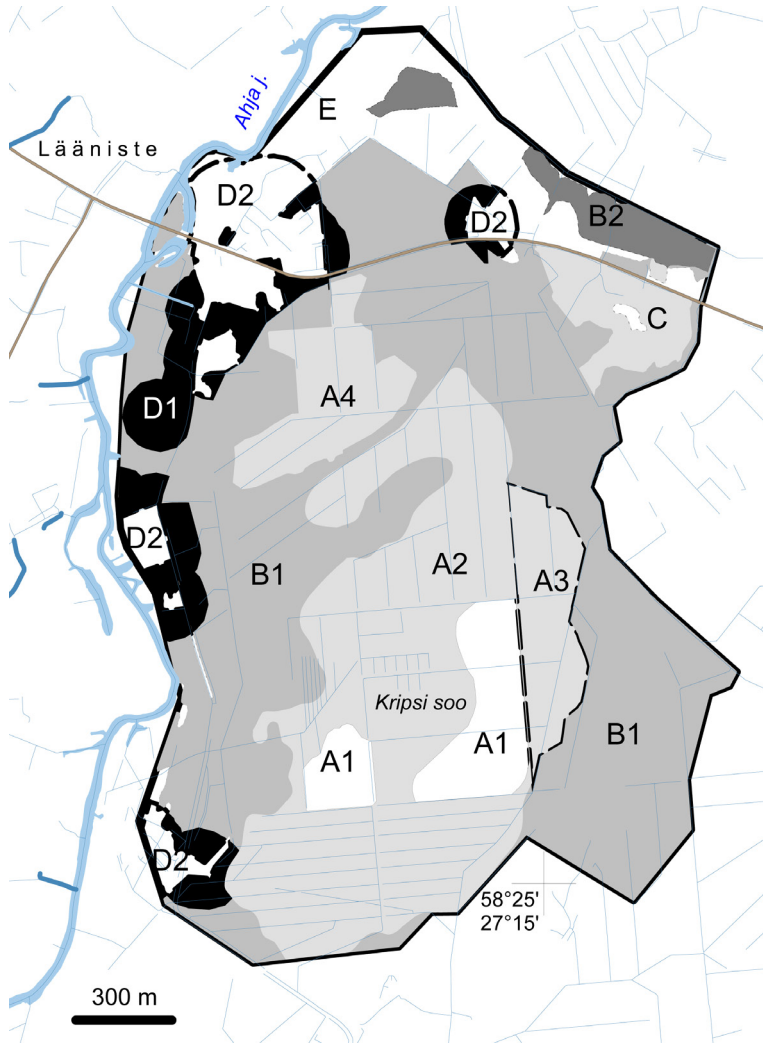
Uurimisala

Majandatavat metsa ja sellega liigendunud kultuurmaastikku hõlmav 405 ha suurune uurimisala asub Ida-Eestis Peipsi madaliku lääneservas, Tartu ja Põlva maakonna piiril (joonis 1). See piiritleti esmajoones lähtuvalt u. 150 ha suuruselt, 1960-ndate lõpul kraavitatud Kripsi soost, mille lõunapiir moodustas ka uurimisala lõunapiiri. Kuivendussüsteemiga samaaegselt rajatud Piirisoo peakraav moodustas ala idapiiri – nõnda jäi alasse soo ja peakraavi vaheline mets. Ala läänepiiri moodustab Ahja jõe paremkalda mets. Kaldapealsel paikneb ajalooline Lääniste küla, millest u. 900 m lõunas on 1980-ndatel rajatud kompaktnel suvilate kogum. Põhjapiiriks

on madalsoiste kallastega Korgsilla oja (peakraav), mida kujutab õgvendatuna juba 1904. a nn üheverstane kaart. Piiritletud ala takseeritud metsamaast 78% on peapuuliik mänd.

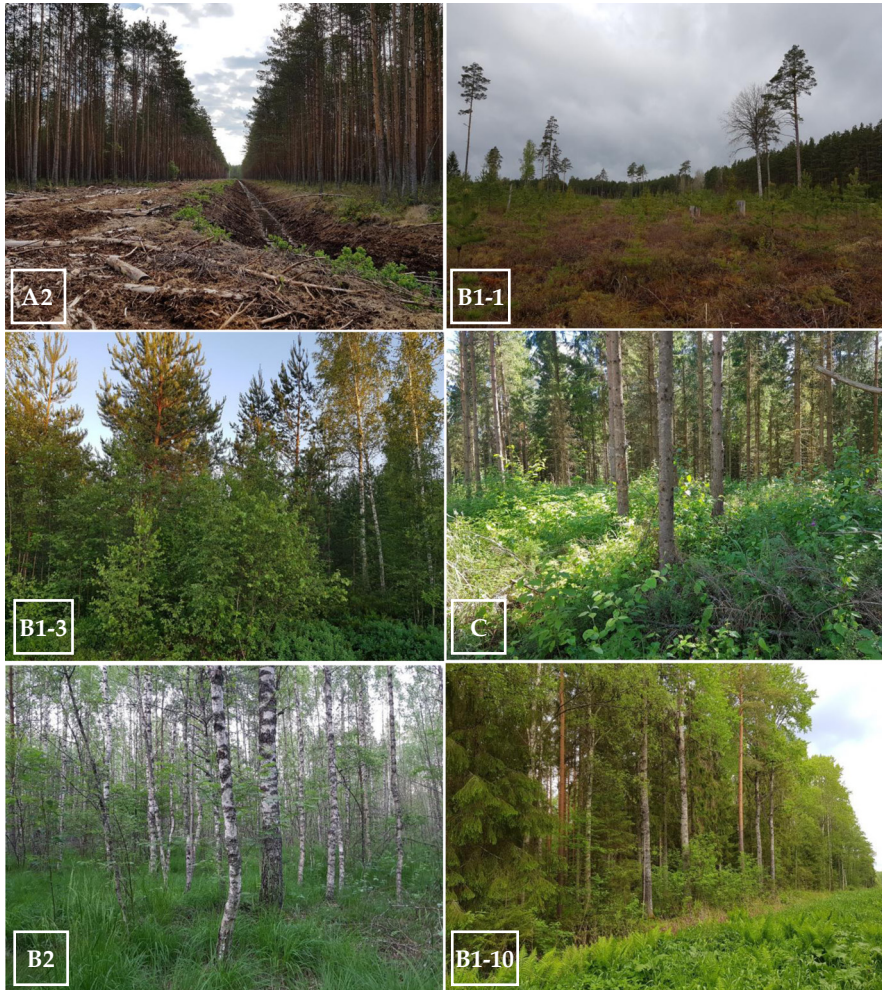
Maastiku kujunemislugu ei ole põhjalikult dokumenteeritud, kuid selles on suur roll Kripsi kuivendussüsteemi rajamisel (1968) ja rekonstrueerimisel Riigimetsa Majandamise Keskuse poolt, koos uue, ala läbiva tee ehitamisega (2016). Juba varem oli alalt võetud turvast, millest on säilinud tihedam vana kraavitus soo keskel (näha 1950. a. fotoplaanil; praegu kvartal AH039:1) ja hilisemad jäljed soo lääneservas (näha 1963. a. fotoplaanil; praegu kvartal AH038:4). Toona oli tegu Võnnu kandi inimeste ainsa turbavaruga, mille majandamiseks moodustati koguni eraldi Võnnu-Lääniste turbaühing. Nende hüdrooloogiliste muutuste tulemusena oli puissoo ulatus kahanenud 2020. aastaks vähem kui 20 hektarile (joonis 1: A1) ning ülejäänud soosalast (joonis 1: A2, A3) oli kujunenud erineval määral kõdusoostunud 80–110 a vanune männik. Seljandikuga eraldatud põhjapoolne soo-osa (joonis 1: A4) oli looduslikult tõenäoliselt siirdesoomännik.

Käesoleva uuringu jaoks jaotati uurimisala kümneks peamiseks maastikuosaks (joonised 1–2), sh neli metsastunud ala. Viimaste hulka kuulusid lisaks Kripsi soo osadele (A2, A3) ka ala idaserva põllumaadele 1980. a. paiku rajatud kuusekultuurid (C), mida 2008. a. ulatuslikult harvendusraietega majandati ja kus 2020. aastaks leidus juurepessi (*Heterobasidion paroiporum*) tõttu hukkunud puistuosi. Sealt põhja



Joonis 1. Uurimisala kaart ja põhiline maastikujaotus. A1 - Kripsi puissoo, A2 - Kripsi soo kuivendusjärgselt metsastunud osa, A3 - >100 a vanused kõdusoometsad Kripsi soo idaservas, A4 - >100 a vanused kõdusoometsad põlisel soometsade alal, B1 - majandatavad arumetsad, B2 - Korgsilla oja äärsed keskealised soo-lehtmetsad, C - u. 1980 kuusekultuuriga metsastatud põllumaastik, D1 - küla ümbritsevad puistud, D2 - külamaastik, E - muu avamaastik (niidud, põllud, luhad, pöösastikud).

Figure 1. The study landscape and its main divisions. A1 - remnant patches of Kripsi pine peatland, A2 - afforested peatland, A3, A4 - old drained peatland forests (>100 year old pine stands), B1 - production forests on mineral soil, B2 - deciduous swamp forests along Korgsilla main ditch, C - former agricultural land afforested with spruce in ca. 1980, D1 - woods around the settlements, D2 - human settlements, E - other open habitats (meadows, fields, flood-plains, shrubland).



Joonis 2. Näited linnuvaestest ja linnurikastest biotoopidest (tähised tabelites 1-2). Ülal: puissoo kuivendamisel tekkinud ja hiljuti rekonstrueeritud 90-aastane siirdesoomännik (A2) ja 10 a eest rajatud, tollal 140-aastane sinikamännik (B1-1). Keskel: 27-aastane ebahühtlane männikultuur rabastuval seljandikul (B1-3) ja põllulle rajatud 39-aastane läbiraiutud kuusekultuur (C). All: lammiheinamaa taasmetsastumisel kujunenud 50-aastane lodukaasik (B2) ja u. 85-aastane jänese kapsa-mustika segamets (B1-10).

Figure 2. Examples of bird-poor and bird-rich forest habitats studied (codes as in Tables 1-2). Upper row: 90 yr old bog pine forest developed after ditching and recently reconstructed (A2) and 10 yr old clear-cut on *Vaccinium uliginosum* site type (B1-1). Middle row: 27 yr old uneven pine culture on a paludifying site (B1-3) and 39 yr thinned spruce culture established on former field (C). Bottom row: 50 yr old birch swamp developed naturally on former riparian hay meadow (B2) and ca. 85 yr old *Oxalis-Myrtillus* mixed forest (B1-10).

poole jäid kitsa ribana Korgsilla oja lammi heinamaade metsastumisel 1970. aastatel alguse saanud lodukaasikud (B2). Kripsi kõdusooala kõrval oli ulatuslikeim maastikuosa seda ümbritsev mets (joonis 1: B1), mida majandatakse lage-riatega ning kus valdavad rabastuvad palumetsad. Külamaastikus (joonis 1: D) eristati puistud (D1), piiritledes need Eesti põhikaardil märgitud õuealadest 100 m raadiuses. Enamik külamaastiku puistutest olid produktiivsed männikud või segametsad (pohla, jänese kapsa ja naadi tüüp).

Suurimas metsamaaosas B1 oli takseerandmete põhjal pindalaliselt 12% raiesmikke ja selgusetalasiid, 13% noorendikke, 21% latimetsi ja 34% keskealisi metsi. Puistute peapuuliigiks oli 69% pindalast mänd. Tavalisimad kasvukohatüübid olid karusambla-mustika (21%), jänese kapsa-mustika (14%), sinika (14%), mustika (11%) ja jänese kapsa (9%). Boniteediklassidesse I-III kuulus 81% pindalast.

Linnuloendused

Pesitsevate lindude põhikaardistus tehti 18. aprillist kuni juuni lõpuni. Selle saab tinglikult jagada kümneks vaatluskoraks. Päril igal korral ei õnnestunud kogu ala katta, keskmiseks reaalseks vaatluskordade arvuks kujunes hinnanguliselt 7–8. Seejuures tehti igas piirkonnas enam-vähem võrdselt varahommikusi ja õhtusi vaatluskäike. Niisugune kombineerimine on tõhusam peidulise eluviisiga või laialt liikuvate lindude kaardistamiseks (nt Tomiałojć & Lontkowski 1989). Vaatlustel järgiti kõiki põhilisi nõudeid (Bibby *et al.* 2000), nagu lindude tegutsemiseks sobiv

ilm, mõõdukas liikumiskiirus, ala läbimine kuulmisulatusse jäävatel trajektooridel ja vähemalt ühel käigul iga puistu põhjalikum ülevaatus. Lisaks põhikaardistusele loendati kolmel ööl vahemikus 13./14.–18./19. juuli öösorre (*Caprimulgus europaeus*), rukkirääkusi (*Crex crex*) ja kakuliste pesakondi. Kõik vaatluskäigud tehti autori poolt, kuid Lääniste küla elanikelt saadi ka kümnekond olulist täiendavat vaatlust aedades ja hoonetes pesitsevate liikide kohta. Vaatlused digitaliseeriti geoinfosüsteemis.

Põhikaardistuse vaatluskäigud erinesid üksteisest muuhulgas rändsete liikide arvestamise poolest. Näiteks aprilli lõpu vaatlustest arvestati üksnes märtsis saabunud kurvitsaliste, rästaste ja lõokeste omi; 10. mai paiku hakati jälgima käbliku (*Troglodytes troglodytes*), metsvindi (*Fringilla coelebs*) ja linavästriku (*Motacilla alba*) „paika jäämist“ ning mai keskpaigast teisi aprillis saabunud värvulisi. Juuni keskpaigast alates arvestati tihaste, rästaste jt vara või mitu korda pesitsevate liikide puhul ainult esimesele pesitsuskorrale viitavaid vaatlusi, nagu pesakonnad ja hüüljatud pesad. Kuuse-käbilinnud (*Loxia curvirostra*) olid salkades alates juunist, mistõttu nende territooriume piiritleti kuni 20. maini tehtud vaatluste põhjal.

Kuna üks uurimisküsimus oli territooriumide kaardistamise ja kiirloenduse tulemuste võrdlus, järgis autor neljal 15–30 ha suurusel ökoloogiliselt erineval proovilapil (riigimetsa kvartalites AH035-037 ja AH039) nn topeltkaardistuse meetodikat (Lõhmus & Rosenvald 2005). Selleks tehti seal vahemikus 14.–18. mai ja 6.–10. juuni teineteise järel nii hommikune

põhi- kui ka päevane lisakaardistus (kokku neli vaatluskäiku), millest päevane käik täiendas põhiloendust. Vahetult pärast neid loendusi tehti ja arhiveeriti topeltkaardistuse kokkuvõtte proovilapidelt, mis hõlmas ka piirialadel tegutsevate, suure territooriumiga või püsivaid paare mitte moodustavate „poolpaaride“ arvestamist. Meetodite eraldi hoidmiseks tehti koondkokkuvõtte kõigist vaatlustest septembris 2020 ilma topeltkaardistuse kokkuvõtet kasutamata.

Tulemuste tõlgendamine

Loendusüksuseks oli pesitsusterritoorium, kus enamiku liikide puhul võis eeldada pesitseva paari olemasolu. Territooriumide eristamisel olid peamiseks infoallikaks eri lindude samaaegsed vaatlused ning nende puudumisel korduvad iseseisvad vaatlused samas kohas. „Iseseisvaks“ loeti vähemalt kahepäevase vahega tehtud vaatlused. Kuna vaatlusintensiivsus ala eri osades mõnevõrra varieerus ja samuti erineb eri liikide märgatavus, siis jäi territooriumi eristamiseks seatud iseseisvate vaatluste miinimumarv paratamatult veidi subjektiivseks. Üksikjuhtudel (nt leitud pesa või pesakond) arvestati territooriumi ka ühe vaatluse põhjal, kuid üldiselt oli kriteeriumiks vaatlemine lähikonnas vähemalt pooltel loendustel. Keeruliselt loendatavate mittevärvuliste, nagu metskurvits (*Scolopax rusticola*) ja metstilder (*Tringa ochropus*), puhul loeti pesaleiu puudumisel pesitsusterritooriumi asukohaks mängulendude alal maast lendu aetud lindude kõige rohkem pesitsusele viitav vaatlus (s.t ärev lind > paar > korduvalt lendu aetud üksik lind). Laialt liikuvate rähnide territooriume

arvestati pesaleiu või territooriumikäitumise (ärevad või trummeldavad linnud) puudumisel ainult üksikjuhtudel. Koos tegutseva paari vaatlusi sigimisperioodi esimesel poolel prioritseeriti territooriumide eristamisel ka varjuliste ja hajusalt vaadeldud liikide, nagu leevike (*Pyrrhula pyrrhula*), pasknäär (*Garrulus glandarius*), tutt-tihane (*Lophophanes cristatus*), põhjatihane (*Poecile montanus*) ja sabatihane (*Aegithalos caudatus*), puhul. Röövlindudel arvestatigi ainult pesi ja pesakondi.

Vaatluste kaalumise tulemusena määrati koondkaardile eeldatava territooriumi tsentroid, mida hiljem kasutati linnukoosluste kokkuvõtetes (s.t „poolpaare“ ei loetud). Neljal erineva bioloogiaga liigil, kellel piiritleti prooviks ka territooriumide välispiir, jäi selle piiresse keskmiselt 3-4 iseseisvat vaatlust (joonis 3).

Tulemused

Linnustiku koosseis ja asustustihedus maastikul

Kokku tehti ala piires 2020. aastal ligi 3200 iseseisvat pesitsusaegset vaatlust 87 linnuliigi kohta. Pesitsejateks loeti 78 liiki linde, kokku 916 paari (tabel 1), neist metsamaal (maastikutüübid A2-A4, B1-B2, C, D1) 62 liiki, kokku 792 paari. Keskmise asustustihedus oli seega vastavalt 2,3 paari/ha (kogu ala) ja 2,4 paari/ha (metsamaal). Kolmel liigil, kelle vaatluste klastri asukoht oli põhikaardil määratletud muu kui puistuna – metsis (*Tetrao urogallus*), sõtkas (*Bucephala clangula*), väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*) – oli pesakoht tõenäoliselt ikkagi puistus. Seega pesitses ala puistutes ja raiesmikel

Tabel 1. Pesitsevate liikide arvukus Kripsi maastikul 2020. a (maastikuosade tähised joonisel 1).
Table 1. Numbers of breeding pairs of birds species in the Kripsi landscape (see Fig. 1 for subdivision).

Liik	Species	Maastik ja pindala (ha) Landscape and area (ha)										Kokku Total
		A1	A2	A3	A4	B1	B2	C	D1	D2	E	
		18,2	88,0	15,0	17,0	164,3	9,6	11,4	23,6	26,8	31,4	405,3
Laanepüü	TETBON					1						1
Metsis	TETURO	2										2
Sõtkas	BUCCLA									1		1
Sinikael-part	ANAPLA		1									1
Kodutuvi	COLLIV								2			2
Kaelustuvi	COLPAL		1			6	1	2			1	11
Turteltuvi	STRTUR					3						3
Öösorr	CAPEUR	3	3			5						11
Piiritaja	APUAPU									2		2
Kägu	CUCCAN	1	1		1	3						6
Rukkirääk	CRECRE									1		1
Metskurvits	SCORUS					6	1					7
Tikutaja	GALGAL					1	1					2
Metstilder	TRIOCH		1			3			1			5
Värbkakk	GLAPAS					1						1
Kodukakk	STRALU								1			1
Händkakk	STRURA					1	1					2
Hiireviu	BUTBUT					2						2
Hallpea-rähn	PICCAN				1							1
Musträhn	DRYMAR					2						2
Väike-kirjurähn	DENMIN									1		1
Valgeselg-kirjurähn	DENLEU					1						1
Suur-kirjurähn	DENMAJ					6			2			8
Peoleo	ORIORI			1	1		1					3
Pasknäär	GARGLA		2			3	1	1				7
Harakas	PICPIC					1					1	2
Hallvares	CORNIX								1	1		2
Ronk	CORRAX					2						2
Musttihane	PERATE					2		1				3
Tutt-tihane	LOPCRI		5	2	2	5						14

Salutihane	POEPAL								1	1	
Põhjatihane	POEMON	1	1		11	2				15	
Sinitihane	CYACAE				1	1	2	1	1	2	8
Rasvatihane	PARMAJ		1		18	2	2	5	4	1	33
Nõmmelõoke	LULARB				1						1
Käosulane	HIPICT								1		1
Kõrkja-roolind	ACRSCH				1					3	4
Aed-roolind	ACRDUM								1		1
Putke-roolind	ACRRIS				2	1					3
Jõgi-ritsiklind	LOCFLU					1			2	2	5
Suitsupääsuke	HIRRUS								2		2
Mets-lehelind	PHYSIB	11	4	3	30		4	7			59
Salu-lehelind	PHYLUS	1			37	5	2	6	4	7	62
Väike-lehelind	PHYCOL	2	1		42	8	3	10	1		67
Sabatihane	AEGCAU					1					1
Mustpea-põõsalind	SYLATR				11	1	1				13
Aed-põõsalind	SYLBOR				10	2	1	3	1	5	22
Väike-põõsalind	SYLCUR							1	1		2
Pruunselg-põõsal.	SYLCOM				10	1			5	4	20
Porr	CERFAM	1			5						6
Puukoristaja	SITEUR		1		4	1		2			8
Käblik	TROTRO	2	2		22	4	4	2			36
Kuldnokk	STUVUL								3		3
Hõburästas	TURVIS	3	1	1	1						6
Laulurästas	TURPHI	1	1		15	2	4	2		1	26
Musträstas	TURMER			1	14	2	1	4		3	25
Hallrästas	TURPIL								2		2
Hall-kärbsenäpp	MUSSTR		1				1		1		3
Punarind	ERIRUB	4		3	40	5	6	3	1	1	63
Õöbik	LUSLUS				1			1	2		4
Väike-kärbsenäpp	FICPAR				1		1				2
Must-kärbsenäpp	FICHYP				6	1	1	2	1		11
Lepalind	PHOPHO	1	1		1			1	2		6
Kadakatäks	SAXRUB									1	1
Pöialpoiss	REGREG	1			10	1	2	3			17
Vösaraat	PRUMOD				3	1	3				7

Põldvarblane	PASMON									2	2	
Metskiur	ANTTRI	3	20	5	3	26	1		2		1	61
Linavästri	MOTALB									7		7
Metsvint	FRICOE		17	7	5	44	7	16	17	4	5	122
Karmiinleevike	CARERY					2			1	3	2	8
Leevike	PYRULA		2	1		5		1				9
Rohevint	CHLCHL								1	5		6
Kuuse-käbilind	LOXCUR		1			3						4
Ohakalind	CARCAR				1					1		2
Süisike	SPISPI		5	1	2	7		4	4			23
Talvike	EMBCT					7	1		2	3	5	18
Rootsiitsitaja	EMBSCH										1	1
Paaride arv / No. of pairs		9	87	31	24	445	57	63	85	67	48	916
Paare/ha / No of pairs/ha		0,5	1,0	2,1	1,4	2,7	5,9	5,5	3,6	2,5	1,5	2,3
Liikide arv / No. of species		4	23	16	12	51	28	22	26	30	20	78

eeldatavasti 65 liiki linde. Veel mõned potentsiaalsed puistuliigid asustasid uuritaval alal üksnes väheste paaridena taluparke ja puuderivisid külamaastikus (D2): kuldnokk (*Sturnus vulgaris*), salutihane (*Poecile palustris*), käosulane (*Hippolais icterina*), hallrastas (*Turdus pilaris*) ja põldvarblane (*Passer montanus*). Pesitsejate hulka ei loetud toitumas nähtud viit kullilist [herilaseviu (*Pernis apivorus*), kanakull (*Accipiter gentilis*), raudkull (*A. nisus*), soo-loorkull (*Circus pygargus*), merikotkas (*Haliaeetus albicilla*)], tõenäoliselt rändelt saabununa lühiajalisel kohal viibinud kolme rändliiki [väänkael (*Jynx torquilla*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), punaselg-õgija (*Lanius collurio*)] ja vahetult väljaspool uuringuala pesitsevat juhuslikult alal laulvat rästasroolindu (*Acrocephalus arundinaceus*). Märkimisväärselt ei kohatud 2020. aastal alal vainurästast (*Turdus iliacus*).

Kuivendatud ja valdavalt metsastunud Kripsi soo (tabel 1: A1-A4) oli vanade puistute rohkusest hoolimata linnuvaene. Näiteks selle keskne kvartal AH039 (ühtlasi topeltkaardistamise ala I), kust 20. sajandi esimesel poolel turvast võeti ja mis praegu on laiade kraavidega liigendatud puissoo ja seda ümbritsev IV-Va boniteedi männik (joonis 2). Sellel 30 ha suurusel alal õnnestus 24. aprilli hommikul loendusel kohata ainult kaheksat paiget linnuisendit ning 2. mail viit metskiurupaari ja veel nelja linnuisendit. Kogu pesitsusperioodi jooksul leiti sealt kokku 22 paari 10 liigist (0,7 paari/ha).

Külamaastiku linnustik oli eripärane (tabel 1: D). Lisaks ehitistega seotud liikidele [kodutuvi (*Columba livia f. domestica*), piiritaja (*Apus apus*), linavästri] olid sinna ja kultuurmaastiku servadesse

koondunud haraka (*Pica pica*) ja hallvarese (*Corvus cornix*) paarid ning mitmed paiksed seemnetoidulised värvulised – põldvarblane (*Passer montanus*), ohakalind (*Carduelis carduelis*), rohevint (*Chloris chloris*). Seal ja teeäärsetel raiesmikel elas ka vaatlusala küllaltki arvukas talvikeste (*Emberiza citrinella*) asurkond (joonis 3a). Niisugune levikumuster erines näiteks rasvatihase (*Parus major*) omast, kes oli levinud kogu sood ümbritseval viljakamate metsade alal, mitte üksnes inimasustuse lähedal (joonis 3b).

Linnustik majandataval metsamaal

Metsastest maastikuosadest olid B1 ja B2 heterogeensed majandatavad metsamaad, mille suuremate biotoobilaikude linnustiku lühikokkuvõte on koondatud tabelisse 2. Nende pindalad hõlmavad ka ala liigendavaid sihte ja kraave, kuid mitte (metsa)teid. Järgnevalt iseloomustan lühidalt just metsamajandusele omistatavat varieeruvust linnustiku asustustiheduses ja koosseisus, arvestades ka tabelis 1 eristatud teisi maastikusi (A ja C).

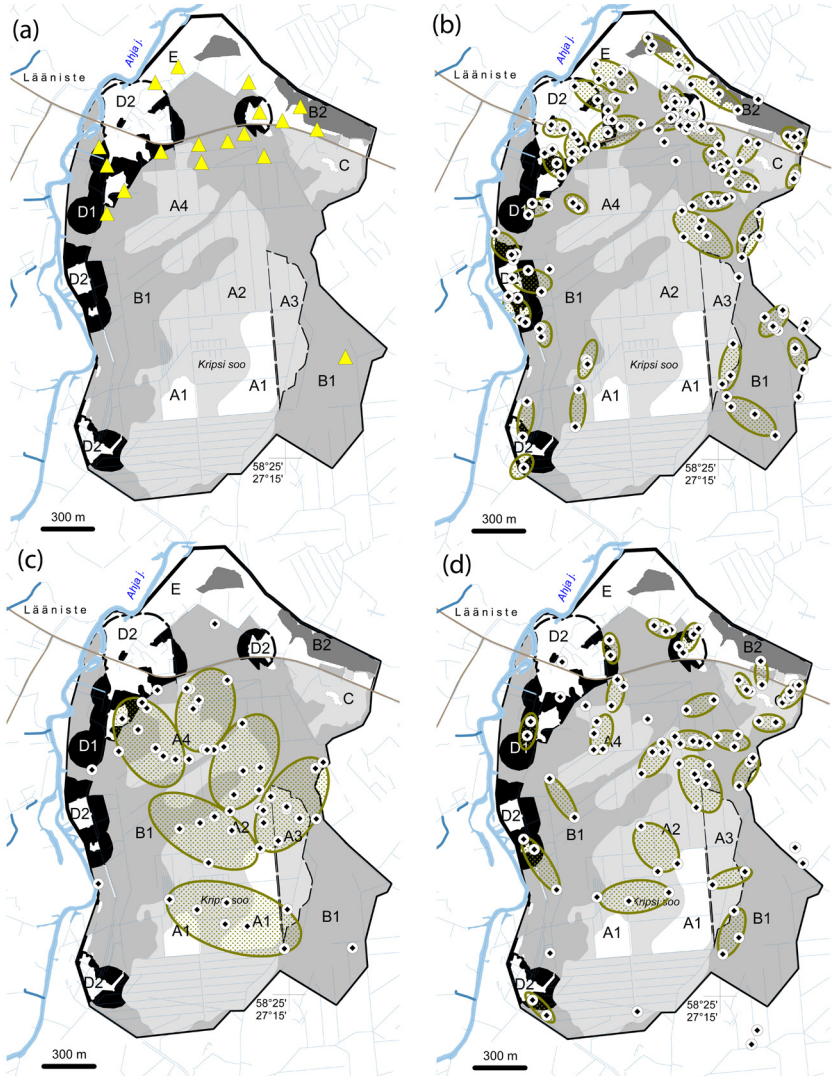
Üldistatult oli palumännikutes linnustiku asustustihedus umbes kaks korda väiksem kui sama boniteediklassi leht- ja segametsades (tabel 2) ning madala boniteediga kuivendatud siirdesoomännikutes palumännikutes veel umbes kaks korda väiksem (tabel 1). Teiseks paistis asustustihedus varieeruvat eriti just noortes, 20–40-aastastes metsades (vrd metsi B1-3, 1-4, 1-8; tabel 2). Kolmandaks sai kolmes erinevas kasvukohatüübis teha ligilähedaselt sarnaste hiljuti harvendatud ja harvendamata puistute

võrdluse (B1-3 vs. B1-4; B1-5 vs. B1-6; B2-1 vs. B2-2; tabel 2). Kõigil juhtudel olid harvendatud metsad nii liigiliselt kui ka arvukuselt linnuvaesemad. Neljandaks selgus, et viljakate alade metsastamise järel kujunenud 40–50 aastased puistud (B2, C) olid asustustiheduselt (4,5–6,8 paari/ha; tabelid 1–2) võrreldavad sama vanade viljakate palu-segametsadega järjepideval metsamaal (tabel 2: B1-9). Kahjuks ei olnud uuritaval alal võimalik teha järjepideva ja metsastatud metsamaa võrdlust sama tüüpi ja sama vanade puistute vahel.

Looduskaitseväärtuslike liikide arvukus oli üldiselt väike. Laanepüüd (*Tetrastes bonasia*) leiti üksainus paar (alal B1-4) ja väike-kärbsenäppi (*Ficedula parva*) kaks paari (B1-9; C). Hoolimata männikute rohkusest oli ka nõmmelöökesi (*Lullula arborea*) ainult üks paar (alal B1-1; elupaik joonisel 2). Röövlindude arvukus oli aga Eestile tüüpiline ning 11 öösorri terriitoriumi jaotusid enamvähem võrdselt kuivendatud soo ja raiesmike-noorendike mosaiigi vahel majandusmetsas (tabel 1). Kuivendatud soost leitud väikese metsisemängu elujõulisust ei saa varasemate andmete puudumise tõttu hinnata.

Korduvkaardistamise ja inventuuri võrdlus

Nelja proovilapi uurimine eri meetoditega näitas, et linnuvaestes soomännikutes (proovilapid I-II) andis inventuur (topeltkaadistamine) nii liigirikkusele kui ka koguasustustihedusele ülehinnangu, linnurikkamatel aladel (III-IV) vea suund aga pöördus (tabel 3). Seda tulemust kinnitas varem tehtud Järvselja uuringu lisamine käesoleva töö tulemustele



Joonis 3. Talvikesse (a), rasvatihase (b), hoburästa (c) ja siisikese (d) territooriumide paiknemine uurimisalal. Esimesel (a) näitavad sümbolid territooriumi tsentroidi, teistel (b-d) on vaatluste (täpid) põhjal ovaalidena piiritletud eristatud territooriumide eeldatav minimaalne ulatus.

Figure 3. Mapped nesting territories of *Emberiza citrinella* (a), *Parus major* (b), *Turdus viscivorus* (c) and *Spinus spinus* (d) in the study area. For (a) the symbols denote territory centroids; in the other cases the original observations (dots) have been joined with ovals as minimum territory areas.

Table 2. Lääniste-Kripsi peamiste metsabiotoopide linnustiku iseloomustus maastikuosades B1 ja B2 (Pr – paaride arv).*Table 2. Breeding bird assemblages in the main forest habitats (Pr – no. of pairs) in Lääniste-Kripsi landscapes B1 and B2.*

Metsabiotoop (pindala) ¹ Forest habitat (area) ¹	Vanus ² Age ²	Boniteet ³	Pr-liike / species	Pr / ha	Arvukamad liigid (Pr) Most numerous species (Pr)
Palu- ja rabastuvad männikud / Dry boreal and paludifying pine forests					
B1-1.* Sinika raiesmik <i>Paludifying clear-cut</i> (9,7)	9-14 (R)	III-V	16-7	1,6	4 – SYLCOM, EMBCT; 3 – ANTTRI
B1-2. Pohla-sambliku, raiesmike- noorendike mosaik <i>Early-successional heath-dry boreal mosaic</i> (5,9)	6 (R) –35	II-V	8-6	1,4	3 – PHYLUS
B1-3.* Rabastuvad hooldatud noorendikud (19,1) <i>Paludifying thinned young stands</i>	25-40	II-III	24-10	1,3	6 – PHYLUS; 5 – ERIRUB; 3 – PHYCOL, FRICOE
B1-4. Rabastuvad pms. hooldamata noorendikud <i>Paludifying mostly unthinned thickets</i> (8,8)	20-40	II-IV	40-21	4,5	7 – PHYLUS; 5 – ERIRUB; 4 – ANTTRI; 3 – PHYSIB, FRICOE
B1-5. Karusambla-mustika, pooleldi harvendatud <i>Mesic to paludifying, partly thinned</i> (6,5)	57-80	I-II	20-12	3,1	3 – PHYSIB, ANTTRI; 2 – LOPCRI, PHYCOL, ERIRUB, FRICOE
B1-6. Mustika, harvendatud >10 a tagasi <i>Mesic, thinned > 10 years ago</i> (10,3)	80-90	I-III	39-18	3,8	5 – PHYSIB; 4 – PHYCOL, ERIRUB, ANTTRI, FRICOE
Männi osalusega viljakad palu-segametsad / Mixed mesic forests containing pine					
B1-7. Palu- ja rabastuvate raiesmike-noorendike mosaik <i>Early successional mesic stands</i> (19,0)	10 (R) –27	II-III	34-15	1,8	8 – PHYLUS; 3 – PHYCOL, SYLBOOR, SYLCOM, ERIRUB
B1-8. Noored pms hooldamata palumetsad <i>Young mostly unthinned mesic stands</i> (8,2)	26-31	I-II	19-13	2,2	3 – PHYLUS; 2 – PHYSIB, TURPHI, ERIRUB, FRICOE
B1-9. Jänesekapsa-mustika, u. 30% harvendatud <i>Oxalis-Myrtillus; 30% thinned</i> (7,5)	45-70	IA-I	40-20	5,3	4 – PHYSIB, PHYCOL, TROTRO, ERIRUB, FRICOE; 3 – REGREG
B1-10.* Jänesekapsa-mustika, >10 a raieteta <i>Oxalis-Myrtillus; >10 years unthinned</i> (6,7)	70-90	IA-I	51-23	7,6	8 - FRICOE; 5 – PHYCOL; 4 – ERIRUB, TROTRO, PARMAJ; 3 – PHYSIB

Metsabiotoop (pindala) ¹ Forest habitat (area) ¹	Vanus ² Age ²	Boniteet ³	Pr-liike Species	Pr / ha Pr / ha	Arvukamad liigid (Pr) Most numerous species (Pr)
Lodumetsad / Swamp forests					
B2-1.* Kuivendusmõjuline, raieteta lodukaasik Birch swamp with drainage impact, but no thinning (5,7)	50	II–III	39–22	6,8	5 – FRICOE, PHYCOL; 4 – PHYLLUS; 3 – ERIRUB
B2-2. Harvendatud kuivendusmõjuline lodukaasik Thinned birch swamp with drainage impact (4,0)	50	II	18–13	4,5	3 – PHYCOL; 2 – TROTRO, ERIRUB, FRICOE

¹tärniga joonisel 2 illustreeritud biotoobid / asterisk denotes habitats illustrated on Fig. 2

²(R) – aeg aastates lageraist (puistu puudub); time (years) since clear-cutting (tree stand absent)

³site quality class (IA – most productive, 5A least productive)

(joonis 4). Kuigi madalatel asustustihedustel oli inventuuri ülehinnang absoluutarvuna väike, oli vea suhteline suurus asustustiheduste äärmustes võrreldav (u. 20% vastavalt üle- ja alahinnangut korduvkaardistamisega võrreldes).

Tulemusest paistab, et mittevärvuliste üldarvukust hindas inventuur süstemaatilisel alla ja asustustihedus mõjutas eeskätt värvuliste loendusviga (tabel 3). Selle põhjust otse ei uuritud, aga korduvkaardistamise vaatlusi klastritena kokku võttes (vt ka joonis 3b-d) paistis kaks tõenäolist põhjust. Esiteks mõjutavad inventuuri territooriume alles otsivad isaslinnud, eriti just kehvades elupaikades. Näiteks laulis soomaastikul 23. mail hulk salu-lehelinde kohtades, kus neid hiljem enam polnud. Kultuurmaastikule ilmus samasuguse puhanguna 29. mail laulvaid putke-roolinde (*Acrocephalus palustris*). Teiseks on inventuuril kerge üle hinnata liike, kes liiguvad kiiresti ega kipu vastastikku häälitsema (samaaegseid vaatlusi on vähe). Niisugusteks liikideks olid Kripsi loendustes näiteks põialpoiss (*Regulus regulus*), siisike ja peoleo (*Oriolus oriolus*).

Seevastu proovilappe viie paarina (sh leiti kolm pesa) asustanud **hoburästa** (*Turdus viscivorus*) kohta andis lähedase tulemuse ka inventuur (4,5 paari). Et selle liigi seniste loenduste usaldusväärsuses on kaheldud (Elts, Kuus & Leibak 2018, lk. 31, 429), on see oluline detail, nagu ka leitud asustustihedus ja üksikvaatluste paiknemine territooriumidel. Kokku kuus paari tähendab 1,8 paari/km² kogu metsamaa kohta ning 2,1 paari/km² männikuid hõlmaval metsamaastikul

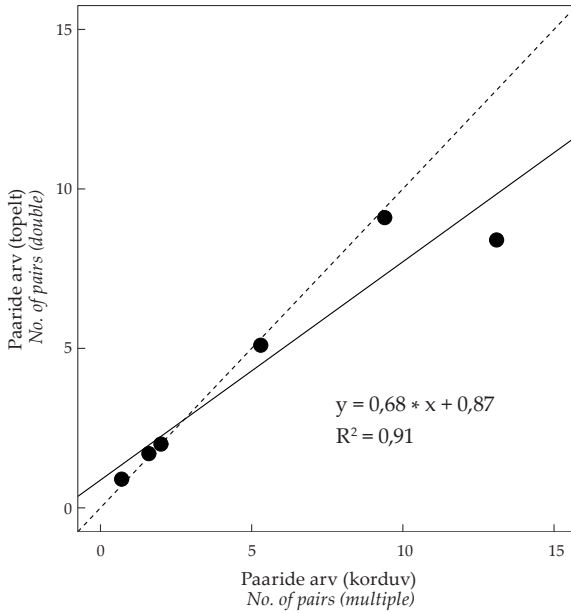
Tabel 3. Korduv- (K) ja topeltkaardistamisega (T) määratud linnustiku koosseis neljal kõrvuti asetseval proovilapil (I - kuivendatud soo; II – vana mustika-kõdusoomets; III – majandatava sinika-kõdusoometsa vanade ja noorte puistute mosaiik; IV – rabastuv keskealine kuni raieküps mustika-segamets). Liikidest on näidatud korduvkaardistamisel kokku >5 paarina esinenud liigid.

Table 3. Composition of the breeding bird fauna established using the multiple-mapping (K) and double-mapping (T) methods in four adjacent plots (I – drained pine bog; II – old Myrtillus drained-peatland forest; III – managed mosaic of young and old paludified or drained-peatland forests; IV – paludifying mid-aged to logging-age Myrtillus mixed forest). The species shown individually were present with total of >5 pairs.

Liik Species	Paaride arv proovilapil No. of pairs in study plots								Kokku Total	
	I 30,4 ha		II 24,5 ha		III 17,3 ha		IV 14,7 ha		K	T
	K	T	K	T	K	T	K	T		
FRICOE	4	6,5	7	7,5	4	5	10	8,5	25	27,5
ANTTRI	7	7,5	7	8,5	5	4,5	4	4	23	24,5
PHYSIB		0,5	5	4	4	4	8	9	17	17,5
ERIRUB			1	1	3	4,5	6	6	10	11,5
SPISPI	2	1	1	2,5	2	2,5	3	3	8	9
PHYCOL			1	1,5	2	1,5	5	4	8	7
LOPCRI	1	2	2	1,5	2	2	2	2	7	7,5
TROTRO		1	1	1	1	0,5	5	5	7	7,5
PHYLUS			1	1	2	3	3	4	6	8
Muud värvulised Other passerines	4	5,5	9	12,5	6	6	23	26	42	50
Mittevärvulised Non-passerines	4	2,5	3	1,5	3	0,5	9	4	19	8,5
<i>Paare / No. of pairs (p)</i>	22	26,5	38	42,5	34	34	78	75,5	172	178,5
<i>Liike / No. of species</i>	10	13	19	21	18	16	30	30	40	36
<i>Paare/ha / Pairs/ha</i>	0,7	0,9	1,6	1,7	2,0	2,0	5,3	5,1	2,0	2,1

(A2-A4, B1). Neist viis paari asustasid vanu kõdusooostuvaid siirdesoomännikuid (A2-A4; 4,2 paari/km²). Vaatluste ühendamisel ovaalideks (joonis 3c) saadi minimaalseks kodupiirkonna suuruseks

16–26 ha (keskmiselt 18 ha) ja keskmiseks suurimaks liikumiskauguseks (pool ovaali pikiteljest) 320 m territooriumi keskmest.



Joonis 4. Topelt- ja korduvkaardistusega leitud asustustiheduste võrdlus. Käesoleva töö neljale võrdluspunktile on lisatud linnurikkast Järvelja põlismetsast Lõhmuse & Rosenvaldi (2005) järgi kaks parempoolset punkti. Katkendjoon näitab hüpoteetilist kokkulangevuse olukorda.

Figure 4. Comparison of total densities of breeding birds as estimated using the multiple-mapping and double-mapping methods. The four data points of the current study have been supplemented with two points from the bird-rich Järvelja primeval forest (at the right; based on Lõhmus & Rosenvald 2005). The dashed line shows the parity.

Arutelu

Linnustiku asustustihedus majandatavates männikutes

Käesolev töö kirjeldas esmakordselt korduvkaardistamise abil Eesti metsalinnustiku asustustiheduse varieeruvust maastiku mastaabis. Selle maastiku eripära oli **männikute** valdavus (sh kuivendatud siirdesoo näol), kuigi metsakasvatustlikult oli ala keskmiselt viljakas. Nagu näitas metsatüüpide linnustiku võrdlus, on männikud suhteliselt linnuvaesed ka võrreldes sama viljakate sega- ja

lehtpuistutega. Tõenäoliselt seletab see, miks metsamaal leitud keskmine asustustihedus (2,4 paari/ha) oli märksa madalam kui Edela-Pärnumaa majandataval metsamaastikul, kus domineerisid 41–50 a vanused harvendatud kaasikud (vähemalt 3,4 paari/ha; Ellermaa 2005). Puistu tasemel (teede jm taristuta) oli soise harvendatud kaasiku linnustikutihedus ka käesolevas töös 4,5 paari/ha (tabel 2). Edela-Pärnumaa korduvkaardistamisele sarnase hinnangu majandatava metsamaa kohta on varem andnud ka Loode-Tartumaa ühekordsed ribaloendused (3,3 paari/ha; Lõhmus

2004), kuid nende puhul võib tegu olla alahinnanguga.

Männikute suhteline linnuvaesus on küll üldteada, kuid täpseid asustustiheduse hinnanguid on üllatavalt vähe – korduvkaardistamist on Eesti männikutest seni tehtud ainult 1960-ndatel Puhtus ja Tauksi saarel (Lilleleht & Randla 1967; Rootsmäe & Rootsmäe 1969). Teiste loendusviisidega leitu tõlgendamiseks andis käesolev töö ühe võtme: paari- kuni mõnekordne optimeeritud „**inventuur**“ väga linnuvaestes kohtades pigem ülehindab asustustihedust, ent keskealiste ja vanemate männikute tüüpilised asustustihedused jäävad inventuuriga üsna täpselt määratavasse vahemikku (joonis 4). Nõnda paistavadki varem palumetsa-raiesmikel inventuuriga saadud asustustihedused (üle 2 paari/ha; Rosenvald & Lõhmus 2007) pigem ülehinnangud (käesolevas töös 1,4–1,8 paari/ha). Seevastu vanemates männikutest leiti käesolevas töös 3,1–3,8 paari/ha, mis on võrreldav sisemaa vanemates palumännikutest inventuuridel hinnatud keskmisega 3,9–4,0 paari/ha (Vilbaste 1965; Rosenvald *et al.* 2011). Ilmselt on siis realistlik ka viimati mainitud töö tulemus, et põlistest männikutest elab keskmiselt 6 paari/ha (Rosenvald *et al.* 2011). Ühekordsetel **ribaloendustel** on aga üle 50-aasta vanuste arumännikute kohta üldiselt leitud asustustihedusi 1,6–3,3 paari/ha (Rootsi, Viht & Õun 1988; Lõhmus 2004; Väli & Laurits 2006), mis viitab selle loendusviisi alahinnangule.

Kahtlemata leidub lisaks meetoodilistest vigadest tekkivatele erinevustele asustustiheduste hinnangutes ka eripäraseid metsi, eriti väikeses mastaabis.

Kooslusena torkavad kõige rohkem silma **kaltsiumirikaste männikute** teistsugused loendustulemused. Näiteks määrati korduva ribaloendusega Tauksi vanas loomännikus asustustiheduseks 10 paari/ha (Paakspuu 2003) ning Puhtus keskealises sinilillemänniku tukas korduvkaardistamisega koguni 25 paari/ha (Rootsmäe & Rootsmäe 1969). Võimalik, et kaltsiumirohkus, mida lindude jaoks vahendab kojaga tigude hulk toidubaasis (neid on palu- ja rabastuvates männikutest vähe), ongi seejuures üks tegur (Tilgar, Mänd & Leivits 1999; Rosenvald *et al.* 2011).

Metsastatud alade linnustik

Käesoleva töö üheks ajendiks oli küsimus, milliseks kujuneb **kuivendusmetsastatud** soo ökosüsteem. Töö näitlikustab seda ühe väheldase soo linnustiku kaudu, ehkki metsastumiseelse linnustiku kohta Kripsist andmed puuduvad ning pikaajalise inimõju tõttu pole selge ka soo looduslik ilme. Kõige tõenäolisemalt domineeriks seal hõre puissoo. Teisalt tabati loendustega haruldane hetk, mil metsastunud sood mõjutab peamiselt ainult kuivendusüsteem ja puistud olid juba üle 80 aasta vanad. Varasemad sama eesmärgiga uuringud on keskendunud metsastumise varasemate faaside üldisele kirjeldamisele (Mank 1953; Peterson 1987). Kohe loenduste järel (augustis 2020) raius RMK lagedaks kolmandiku vanimast metsastunud alast A3 ja edaspidi saab Kripsi maastikus uurida juba kuivendus- ja raiemõjude kombineerumist.

Korduvkaardistamine näitas, et kuivendusmetsastatud soo oli linnuvaene,

hoolimata puistute vanusest. Üldine asustustihedus oli enamasti madalam kui ribaloenduste keskmine Alam-Pedja valdavalt kuivendamata soomännikutest (1,6–1,8 paari/ha; Lõhmus 2004) ning Lahemaa lage- ja puissoodes (1,8 paari/ha; Rootsi, Viht & Öun 1988). Kui võrrelda Kripsi soola sama suure ja samuti männikurohke ümbritseva majandusmaastikuga B1 (tabel 1: A1–4 vs. B1), siis eristub kolm liiki, kes koondusid just soolale: hoburästas (3,6 vs. 0,6 paari/km²), tuttihane (6,5 vs. 3,0) ja metsis. Hoburästa vaatluste paiknemisest on siiski selgelt näha, et kodupiirkonnad hõlmasid järjepideva ja kuivendustekkelise metsa mosaiiki (joonis 3c). Kergest soo-eelistust võis näha veel öösorril (4,3 vs. 3,0), metskiurul (22,4 vs. 15,8) ja siisikesel (5,8 vs. 4,3).

Seevastu **loodusmaastiku serva** – lehtpuudega metsastunud lammiheina- maid (B2) ja isegi kuusega kultiveeritud põlde (C) – asustas 40–50 aastat hiljem küllaltki arvukas ja liigirikas linnustik. Seal puudusid siiski mõned liigirühmad (nt rähnid ja porr) ning samuti ei leitud metsastatud aladelt pesitsemas selliseid liike, kes mujal metsamaal puudunuks (tabel 1). Üks võimalik põhjus selles oli põlispuude puudumine, mis võivad mujal kultuurmaastiku jäanukina selliseid metsi rikastada. Näiteks inimasustuse ümber pesitsemise mitu liiki, keda mujal ei leitud ja kes olid seotud sealsete õõnsate lehtpuudega (kuldnokk, kodukakk, põldvarblane).

Kokkuvõttes olid metsastatud alad uuritava alal pigem vaesunud, kuid viljakatel muldadel võib nende roll oleneda

maastikukontekstist. Eestis jäid metsamaad põllumajanduslikel kõrgaegadel tüüpiliselt kehvematele muldadele ja seetõttu võib kultuurmaastike kohatine taasmetsastumine lisada kooslusi, mis muudu ümbruskonnas puuduksid.

Uuringuperspektiive

Päevakajalisim küsimus Eesti metsalinnustiku kohta on seletuse leidmine punktloendustega sedastatud ulatuslikule tavaliiikide arvukuse vähenemisele (Nellis & Volke 2019). Üks võimalus vastamiseks on ekstrapoleerida täpsetest asustustiheduse hinnangutest dünaamika see osa, mis järeldub metsade endi muutumisest. Käesolev töö andis selleks kolm pidepunkti.

Esiteks olid üsna linnuvaesed nii uuritud maastik tervikuna kui ka selle majandatud osad (raiesmikud, kuivendustekkelised puistud). Seda, et tegu polnud lihtsalt alahinnanguga, näitas võrdlus varasemate uuringutega ja palju suuremad asustustihedused sama ala vanades viljakates puistutes. Seega oleneb lindude elupaigamuutus sellest, **milliseid metsi esmajoones raiutakse ja raadatakse**, võrreldes sellega, millised alad metsastuvad ja millised vanad puistud jäävad alles. Hektari viljaka vana segametsa lageraiel kaob paarikümneks aastaks suurusjärgus 5–6 linnupaari, mida ei kompenseeri arviliselt ka mitu korda suurema männikuala vananemine või teke kuivendusalale (tabel 1–2). Enamgi: „raieküpsete“ puistute hulga suurenemine Eesti 90–100 aastase raie-ringiga majandatavates Ia–III boniteedi männikutest ei pruugi leevendada ka

palju väiksemate põlismännikute hävimise mõju. Sellele viitab uuring Kirde-Poolas (Zawadzka *et al.* 2018), kus korduvkaardistus andis käesolevale tööle väga sarnased asustustiheduse hinnangud. Nimelt leiti seal kõige vanemates männikutes (mida Kripsi maastikus enam polnudki) suur linnutiheduste tõus: 5 paarilt/ha 101–140 a vanustes puistutes 10 paarile/ha 140–210 a vanustes puistutes (Zawadzka *et al.* 2018).

Teine elupaikade keskkonnamahutavuse vaatlus oli, et hiljutiste **harvendusraietega** aladel olid asustustihedused väiksemad. Leitu toetab varasemaid samalaadseid tähelepanekuid (Lõhmus 2004, 2017), ehkki mõju uurimisel on jätkuvalt probleemiks, et korrektset võrdlust samaväärsete elupaikade vahel õnnestub harva teha. Harvendusraied on üks intensiivse metsamajanduse põhikomponent, mille „õigeaegsus“ ja kasutamine vähemalt 90% puistutest on Eestis riigimetsa majandamisel olnud prioriteetne tegevussuund (Riigimetsa Majandamise Keskus 2015). Metsade suurepindalalisel harvendamisel on linnustikule kahtlemata mõju, kuid selle täpse ulatuse ja kestuse selgitamine eeldab spetsiaalseid mahukaid loendusi.

Kolmandaks näitas loendusmeetodite võrdlus, et lühiajalisest inventuurist ei piisa **mittevärvuliste** loenduseks, kelle seas on teadupärast rohkesti looduskaitseväärtuslikke liike. Viga võib põhjustada paljude mittevärvuliste varjatum tegutsemine, varasem pesitsus ja asjaolu, et inventuuril jäetakse pesitsusele otsest mitte viitavad üksikvaatlused parema tõlgenduse puudumisel sageli

andmestikust välja. Näiteks käo (*Cuculus canorus*) arvukushinnang (1,5 paari/km² metsamaal) jäi siiski ka korduvvaatluste klastreid tõlgendades küsitavaks, sest selle liigi territooriumid osaliselt kattuvad ja linnud liiguvad olulise osa ajast neist väljaspool (Nakamura & Miyazawa 1997). Samas kurvitsaliste ja tuvide kohta saadud asustustiheduse hinnangud on olulised, sest neid on metsamaal teiste meetoditega raske loendada. Metskurvitsa hinnang (2,1 paari/km² metsamaal) langeb seejuures kokku Ellermaa (2005) korduvkaardistusega Pärnumaa soovikumetsades, kaelustuvi (*Columba palumbus*) leiti aga Kripsi maastikul kaks korda vähem (3 paari/km²). Kokkuvõttes tuleks metsamittevärvuliste elupaikade muutusi ja arvukuse dünaamikat hinnata inventuuridest põhjalikumate või sihipärasemate loenduste põhjal.

Kasutatud kirjandus

- Best, L.B. (1975) Interpretational errors in the “mapping method” as a census technique. *The Auk*, **92**, 452–460.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S. (2000) *Bird Census Techniques*. Academic Press, London, UK.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **268**, 25–29.
- Ellermaa, M. (2005) Linnuliikide asustustihedused majandatavas laanemetsas Edela-Pärnumaal. *Hirundo*, **18**, 58–66.
- Eltis, J., Kuus, A. & Leibak, E. (2018) *Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus*. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, Eesti.

- Gottschalk, T.K. & Huettmann, F. (2011) Comparison of distance sampling and territory mapping methods for birds in four different habitats. *Journal of Ornithology*, **152**, 421–429.
- Gregory, R.D., Van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P. & Gibbons, D.W. (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 269–288.
- Hudson, M.A.R., Francis, C.M., Campbell, K.J., Downes, C.M., Smith, A.C. & Pardieck, K.L. (2017) The role of the North American Breeding Bird Survey in conservation. *The Condor*, **119**, 526–545.
- Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. (1977) Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland in 1945–1975. *Silva Fennica*, **11**, 284–294.
- Kendeigh, S.C. (1944) Measurement of bird populations. *Ecological Monographs*, **14**, 67–106.
- Kuresoo, A., Pehlak, H. & Nellis, R. (2011) Population trends of common birds in Estonia in 1983–2010. *Estonian Journal of Ecology*, **60**, 88–110.
- Leibak, E. & Kuus, A. (2018) Haudelindude loendustest Eestis. *Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus* (Toim.: Elts, J., Kuus, A. & Leibak, E.): 29–33. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, Estonia.
- Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. (1994) *Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers*. Estonian Academy Publishers, Tallinn, Estonia.
- Leito, A., Truu, J., Roosaluuste, E., Sepp, K. & Pöder, I. (2006) Long-term dynamics of breeding birds in broad-leaved deciduous forest on Hanikatsi Island in the West-Estonian archipelago. *Ornis Fennica*, **83**, 124–130.
- Lilleleht, V. & Randla, T. (1967) Tauksi saare linnustikust. *Ornitoloogiline kogumik*, **4**, 149–160. Tartu.
- Lõhmus, A., Elts, J., Evestus, T., Kinks, R., Nellis, R. & Väli, Ü. (2000) Kuidas loendada rähne? *Hirundo*, **13**, 111–122.
- Lõhmus, A. (2004) Breeding bird communities in two Estonian forest landscapes: are managed areas lost for biodiversity conservation? *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology/Ecology*, **53**, 52–67.
- Lõhmus, A. (2017) Metsise elupaikade sihttaastamise eksperimentaalne uuring Soomaa uurimisalal, II. etapp. Lepinguline töö Keskkonnaametile. Tartu.
- Lõhmus, A. & Rosenvald, R. (2005) Järvselja looduskaitsekvartali haudelinnustik: pikaajalised muutused ja inventeerimismetoodika analüüs. *Hirundo*, **18**, 18–30.
- Mank, A. (1953) Rae raba linnustikust. *Loodusuurijate Seltsi juubelikoguteos*: 332–350. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn, Eesti.
- Mägi, M. (2019) Kevadsuviste raiete võimalik mõju metsalindudele ja seda leevendavad meetmed. Lepingulise töö aruanne, Tartu. (https://www.envir.ee/sites/default/files/kevadsuviste_raiete_voimalik_moju_metsalindudele_ja_seda_leevendavad_meetmed.pdf)
- Nakamura, H. & Miyazawa, Y. (1997) Movements, space use and social organization of radio-tracked common cuckoos during the breeding season in Japan. *Japanese Journal of Ornithology*, **46**, 23–54.
- Nellis, R. & Volke, V. (2019) Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983–2018. *Hirundo*, **32**, 63–80.

- Paakspuu, T. (2003) Matsalu looduskaitseala metsade, puisniitude ja kadastike haudelinnustikust. *Loodusevaatlusi*, **2000–2002**, 28–63.
- Palmgren, P. (1930) Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands: mit besonderer Berücksichtigung Ålands. *Acta Zoologica Fennici*, **7**, 1–218.
- Peterson, A. (1987). Linnustiku muutustest kuivendatud ja metsastatud Rae raba katsealal. *Metsanduslikud Uurimused*, **22**, 150–158.
- Riigimetsa Majandamise Keskus (2015) RMK arengukava 2015–2020. Tallinn.
- Rootsi, I., Viht, E., Õun, A. (1988) Lahemaa Rahvusparki maismaa linnukooslustest. *Lahemaa uurimused III*: 143–157. Valgus, Tartu.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. (1969) Puhtu metsalinnustikust. *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat*, **60**, 121–137.
- Rosenvald, R. & Lõhmus, A. (2007) Breeding birds in hemiboreal clearcuts: tree retention effects in relation to site type. *Forestry*, **80**, 503–516.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A. & Remm, L. (2011) Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*, **262**, 1541–1550.
- Zawadzka, D., Drozdowski, S., Zawadzki, G., Zawadzki, J. & Mikitiuk, A. (2018) Importance of old forest stands for diversity of birds in managed pine forests—a case study from Augustów Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology*, **66**, 162–181.
- Tilgar, V., Mänd, R. & Leivits, A. (1999) Effect of calcium availability and habitat quality on reproduction in pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* and great tit *Parus major*. *Journal of Avian Biology*, **30**, 383–391.
- Tomiałojć, L. & Lontkowski, J. (1989) A technique for censusing territorial song thrushes *Turdus philomelos*. *Annales Zoologici Fennici*, **26**, 235–244.
- Verner, J. (1985) Assessment of counting techniques. R. F. Johnston (ed.), *Current ornithology* 2: 247–302. Springer, Boston.
- Vilbaste, H. (1958) Kagu-Eesti kasepuistute linnustiku asustustihedusest. *Ornitoloogiline kogumik*, **1**, 153–159.
- Vilbaste, H. (1965) Kaansoo metskonna linnustikust. *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat*, **57**, 146–161.
- Väli, Ü. & Laurits, M. (2006) Metsalinnustiku koosseis ja asustustihedus Kõpu looduskaitsealal Hiiumaal. *Hirundo*, **19**, 2–22.
- Väli, Ü., Nellis, R. & Lõhmus, A. (2019) Eesti röövlindude pesitsusaegne arvukus ja sigimisedukus 1994–2018. *Hirundo*, **32**, 40–62.

Summary

Population densities of breeding birds in forests surrounding the drained Kripsi mire (East Estonia)

Changes in breeding bird fauna serve as important indicators and targets in the environmental policy globally. In forests, an accurate measurement of breeding bird densities is laborious, however, and relative estimates prevail in the data. This is also the situation in Estonia, where relative counts (such as point counts and transect surveys) have largely replaced multiple-visit mapping surveys that were more popular in the second half of the 20th century. Yet, to understand the causes of recent widespread declines in forest birds detected by the relative methods, it is important to revive more accurate surveys, while also shifting their focus from small habitat patches to landscape perspectives.

In this paper, I describe forest bird counts across a managed forest landscape complex in eastern Estonia. The 405-ha area was delineated around a 150-ha mixotrophic bog that was artificially drained in 1968 (Fig. 1). Forests covered 81% of the landscape, with pine (*Pinus sylvestris*) stands dominant. In 2020, birds were mapped in the area on average 7-8 times. As a rule, pairs were distinguished if at least 2 days separated repeated nesting behaviour observed in same location.

I found 78 species of breeding birds with a mean total density 2.3 pairs/ha; the numbers for forest land (including clear-cuts) were 62 species and 2.4 pairs/ha, respectively (Table 1). In the forests surrounding human settlements, the average total density was 3.6 pairs/ha, probably due to the relatively more productive habitats there. In afforested pine bogs, the densities were mere 1.0-2.1 pairs/ha, and in the remnant semi-open part of the drained bog only 0.5 pairs/ha. The highest total densities (in mature mixed forest) reached 7.6 pairs/ha (Table 2). Interestingly, 5.5 pairs/ha were observed in 40 year-old spruce stands that had been historically planted on abandoned fields and were now greatly affected by mortality due to *Heterobasidion parviporum*.

In four sample plots, the multiple-survey results were compared with two-day surveys (each comprising a standard morning census and an additional survey). The results showed that smaller effort led to overestimating sparse bird assemblages and underestimating high-density assemblages, with ca. 20% bias at the extreme values (Fig. 4). The bias can be considerably larger for particular species. However, the estimates were rather accurate for *Turdus viscivorus* that is a poorly studied species nesting characteristically in large pine forest areas, including pine wetlands

in Estonia. Based on observations on six pairs, the minimum estimates for home ranges of this species were 16–26 ha (Fig. 3c).

Overall, the studied landscape was rather sparsely inhabited by birds, despite some high-density patches of old forest on productive soils. A general hypothesis to be addressed in the future is whether the replacement of high-density habitats with low-density habitats can sufficiently explain the general declines in forest birds in Estonia.

