



## Porri (*Certhia familiaris*) pesitsemisest Eesti metsamaastikel

Asko Lõhmus

Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, J. Liivi 2, Tartu, 50409

---

### Kokkuvõte

Porri (*Certhia familiaris*) levik on Põhja-Euroopas seotud eeskätt vanade metsadega, kuid arvukus Eestis on püsinud stabiilne ka praegusel intensiivsete metsaraiete perioodil. Uurimuses täpsustatakse porri pesitsusaegset levikut Eesti praegustel metsamaastikel, sh seost vanade metsadega. Avaldatud andmete põhjal on porri arvukus lageraietega majandataval viljakal sega- ja lehtmetsamaastikul stabiilselt umbes kümme korda madalam kui neile vastavates loodusmetsades (22–48 paari/km<sup>2</sup>). Avaldatud andmetele lisati korduvkaardistamise tulemused Ida-Tartumaa majandatavatest metsamaastikest, kus domineerisid männikud ja kus põlismetsad puudusid. Üldine asustustihedus oli seal 0,9–2,8 paari/km<sup>2</sup> metsamaa kohta. Porrid eelistasid viljakamaid alasid (enamasti boniteediklassides IA–III), kusjuures kuusikud ja lehtmetsad muutusid elupaigana kasutatavaks tunduvalt nooremalt kui männikud. Kuna männikuid raiutakse aga hilisemas eas, siis ühtlustuvad erineva puistukoosseisuga majandatavate maastike asustustihedused Eesti oludes ilmselt vahemikku 2–5 paari/km<sup>2</sup> metsamaa kohta. Põhjused, miks porri asustustihedus oleneb mullaviljakusest, pole selged, kuid võivad olla seotud talviste varjevõimalustega. Kokkuvõttes erineb porri ökoloogia Eestis ja Fennoskandias ilmselt tunduvalt ning viljakamad metsad ja pehmenev kliima leevendavad siin metsaraiete mõjusid paremini.

### Sissejuhatus

Porri (*Certhia familiaris*) on laialt levinud ja Eestis tavaline metsavärvuline, kelle eripärane ökoloogia muudab ta potentsiaalselt tundlikuks intensiivsele metsamajandusele. Tegu on aastaringsest väikestest lüljalgsetest toituva

linnuga, kes otsib toitu peamiselt suurtel puutüvedel liikudes ning kelle pesagi paikneb tavaliselt tüve ja sellest eendunud korba vahel (Edula 1995; joonis 1). Nõnda on porri levinud küll laialt üle Eesti, kuid enamasti hõredalt ja metsastele aladele koondunult, ning tema arvukuses on märgatud pigem talvise suremusega seotud 5–10 a pikkusi madal-seise ja taastumisi (Kuus 2018).

Tõenäoliselt on porri asurkonnad metsamajandusele tundlikumad kliimaatiliselt karmimatel aladel, kus sesoone toidunappus seab kodupiirkonna kvaliteedile täiendavaid tingimusi (Kuitunen & Helle 1988). Liigi elupaiganõudlust on hästi uuritud Soomes, kus ta puudub lageraiejärgsetest noortest metsadest ning väldib ka niisuguste aladega tugevasti fragmenteerunud maastikke (nt Kuitunen & Helle 1988; Suorsa *et al.* 2005). Sarnase nõudlusega on vähemalt oma levila põhjaosas ka ameerika porr (*Certhia americana*) (Poulin *et al.* 2008), kelle puhul on näidatud leviku tihedat seost suurte puude korbapragude ja sinna peituvate pehmekehaliste ämblike ja putukatega (Mariani & Manuwal 1990). Seevastu Euroopas lõunapoolse levikuga aedporri (*Certhia brachydactyla*) elupaigad asuvad, nagu nimigi viitab, olulisel määral ka kultuurmaastikus (Clergeau & Burel 1997; Palomino & Carrascal 2006; Gianpasquale 2017).

Laiemalt võttes väariks porri elupaigaline levik Eestis seega uurimist vähemalt kolmel põhjusel. Esiteks võiks oodata, et ta väldib metsamaastikel muidu sobivaid, aga väikesi ja eraldatud vanema metsa laike (eelistades suuri). Vastavalt võiks porri arvukus erineda sobivate metsade võrdse üldpindalaga, ent erineva koondu misega maastikes. Teiseks pole selge, miks porri arvukus on püsinud viimastel aastakümnetel punktloenduste andmetel üldiselt stabiilne, kui samast andmestikust nähtuvat vähenemist metsalindude üldarvukuses on seostatud intensiivse metsamajandusega (Nellis & Volke 2019; Lõhmus 2022a). Kas näiteks soojenev kliima kompenseerib metsaraiete mõju,

raiete mõju polegi või on hoopis loendused trendi tuvastamiseks liiga napid? Viimane on arvestatav võimalus, sest lisaks hõredale levikule väheneb porri tuvastatavus punktloenduste põhiloenduse ajaks ka sesoonselt (Kuus 2018). Kolmandaks tasub hinnata porri elupaigakvaliteeti uudse struktuuriga metsades, sh metsastuvatel kuivendatud soosaladel, hüljatud kultuurmaastikus, asulapuistutes ning püsimetsana majandatavatel aladel. Niisugused alad võivad erineda enamikust metsadest nii toitu misolude kui ka kisklussurve poolest ning nende pindala ja majandamise mõju meie metsamaastike elurikkusele on üldiselt halvasti teada.

Eestis seni avaldatud andmed eeltoodud küsimustele otse vastata ei võimalda, sest porri asurkondi pole varem maastiku mastaabis kaardistatud. Kõige põhjalikumaid vaatlusi tegi 20. saj. teisel poolel Viljandi lähistel harrastusornitoloog Endel Edula, kes on kirjeldanud porri pesitsusbioloogiat ligi saja leitud pesa põhjal (Edula 1995). Kahjuks ei ole teada nende pesaleidude paiknemine maastikul.

Järgnevalt käsitlen porri seotust vanade metsadega ja majandamismõju kahel moel. Esmalt võrdlen avaldatud andmestike põhjal liigi suurimaid lokaalseid asustustihedusi looduslikes elupaikades kogu tänapäevase maastikufooniaga, et hinnata arvukuse keskmist muutust senise majandamispraktika korral. Seejärel analüüsin originaalandmeid, mis on kogutud nelja aasta jooksul Tartumaal Lääniste ümbruses kogu metsamaastiku linnustikku kaardistades.

Peamine küsimus on porri pesitsusteritooriumide ruumiline paiknemine maastikul eri vanuses ja tüüpi metsades. Lisaks annavad need andmed ka põgusa ülevaate liigi asustumustri aastatevahelisest püsivusest.

### Avaldatud loendusandmete analüüs

Ühe lähendina maastike vaesumise mõju kohta saab võrrelda liigi suurimaid lokaalseid asustustihedusi looduslikes elupaikades kogu tänapäevase maastikufooniaga. Sellist võrdlust raskendavad porri suhteliselt suured kodupiirkonnad, liikuvus ja mainitud halb märgatavus hiliskevadel. Ühekordsetel loendustel kohatud isendid on teadmata määral pesapaigast eemal ja pigem paremini vaadeldavates elupaikades. Näiteks Lahemaa rahvuspargis tehtud ribaloendustel saadi porri asustustiheduseks keskealistes ja vanades okasmetsades u. 1,4 paari/km<sup>2</sup> viie kohatud paari põhjal, seevastu lehtmetsades ei märgatud teda üldse (Rootsi *et al.* 1988). Proovilapiloenduste alad on aga enamasti nii väikesed, et üksikud tuvastatud paarid ei anna kindlust, kas neid saab üldistada uuritud elupaiga asustustiheduseks. Väikestel aladel (eriti väheste loenduskäikude puhul) jääb osa pesitsejaid märkamata ja osa toitekülalisi loetakse pesitsejaks (Lõhmus & Rosenvald 2005).

Kui arvestada ainult viimase paari-kümne aasta uuringuid, mis põhinevad vähemalt viiel loendatud paaril, on porri asustustiheduse hinnangud Eesti mandriosa viljakates looduspetsades korduvkaardistamisel olnud 22 paari/km<sup>2</sup> Puhtus (Vainu 2017) ja 37 paari/km<sup>2</sup>

Järvelja looduskaitsealal (Lõhmus & Rosenvald 2005). Sarnast vahemikku näitavad ka väiksema arvu loenduskorradega nn. topeltkaardistamised: laane- ja salumetsades keskmiselt 22–39 paari/km<sup>2</sup>, sh lehtmetsades isegi 48 paari/km<sup>2</sup> (Rosenvald *et al.* 2011; Pass *et al.* 2022), lodu- ja kõdusoometsades 28–37 paari/km<sup>2</sup> (Rosenvald *et al.* 2011). Neid väärtusi võiks võrrelda Kabli majandataval metsamaastikul korduvkaardistatud 3–5 paariga/km<sup>2</sup> (Ellermaa 2005) ja Loode-Tartumaa majanduspetsade ribaloendustel (kahtlemata alahinnanguna) saadud 1,8 paariga/km<sup>2</sup> (Lõhmus 2004, algandmed). Nende andmete põhjal on porri vähenemine lageraietega majandataval viljakal sega- ja lehtmetsamaastikul stabiilselt umbes kümnekordne.

Suurt osa Eesti metsamaast katvate männikute ning eri määral kuiven-datud soo-okasmetsade ja puissoode kohta sellist võrdlust teha ei saa, mille põhjuseks on korduvkaardistuste puudumine. Selge on, et porri asustustihedus on neil aladel looduslikult väiksem. Ribaloendused Kõpu looduskaitsealal andsid tulemuseks 1,8 paari/km<sup>2</sup> (Väli & Laurits 2006) ning kaitstavate maastike keskmiseks on saadud 3,5 paari/km<sup>2</sup> (Runnel 2020).

Samuti ei saa praeguste andmete põhjal hinnata, kui suurt ja millist mõju avaldab porridele nende lokaalsetes „loodusmetsa-tulipunktides“ asjaolu, et enamik selliseid metsi on tänapäeval fragmendid, mis ümbritsetud inimõjuliste metsadega, killustatud teedest ja sihtidest. Suurimat negatiivset mõju võiks eeldada piirnemisest porrile täiesti sobimatu

alaga, nagu raiesmik või noorendik, kus Eestis porr üldse ei pesitse (Rootsi *et al.* 1988; Rosenvald & Lõhmus 2007; Pass *et al.* 2022) ja saaks seal toituda ainult säiliku puudel. Neid olukordi on loendusajaladel siiski üsna vähe. Kuidas mõjutavad porri sihid, metsateed ja raiehäälud, ei ole teada. Jätku-uuringut väärivad ka napil valimil (kokku viis paari) põhinev hinnang, et keskealistes (40–70 a) kultuurkuusikutes oli porri keskmine asustustihedus 14 paari/km<sup>2</sup> (Pass *et al.* 2022). See on sellealaste puistute Eestis suurim teadaolev väärtus, mis ületab lubatavas raievanuses viljakate majandusmetsade keskmist (u. 9 paari/km<sup>2</sup>; Rosenvald *et al.* 2011).

### **Originaaluuring: materjal ja meetodika**

Originaaluuringu andmed koguti haudelinnustiku ülepinnaalisel kaardistamisel Ida-Tartumaal Lääniste ümbruses paiknevas kolmes metsamaastikus aastatel 2020–2023 (joonis 2). Ala hõlmab suurel määral just männikuid (peapuuliigina 58% puistutest), sh puissoid, mille kohta avaldatud andmed porri asustustihedusest on hõredad (vt eespool). Kaitsealad ja põlismetsad neis maastikes puuduvad (loodusmetsi leidub väikeste kildudena või kujunevana) ning peaaegu kogu ala kasutatakse majanduslikel eesmärkidel. Täpsem ülevaade meetodikast ja keskest maastikust (413 ha), mida kaardistati kõigil neljal aastal, on esitatud esimese vaatlusaasta kokkuvõttes (Lõhmus 2020). Sama meetodikaga kaardistati ühel aastal enamvähem sama suur ala veel ka keskest maastikust põhja pool (483 ha; 2021. a) ja lõuna pool (535 ha; 2022. a). Nende maastike kirjeldused ja mõnede teiste liikide levikukaardid esitab Lõhmus

(2022b). Käesolevas töös on uuritava liigi eripära arvestades käsitletud ainult nimetatud kolme maastiku metsamaad (Eesti Põhikaardi tähenduses), vastavalt 327 ha, 358 ha ja 476 ha, kokku 11,6 km<sup>2</sup>. 2023. aastal lõpetati kaardistamistööd 25. maiks (üksnes juhuslikult hiljem), kuid just porri puhul on sellest hilisemate vaatluste mõju tulemustele väike (vt Tulemused).

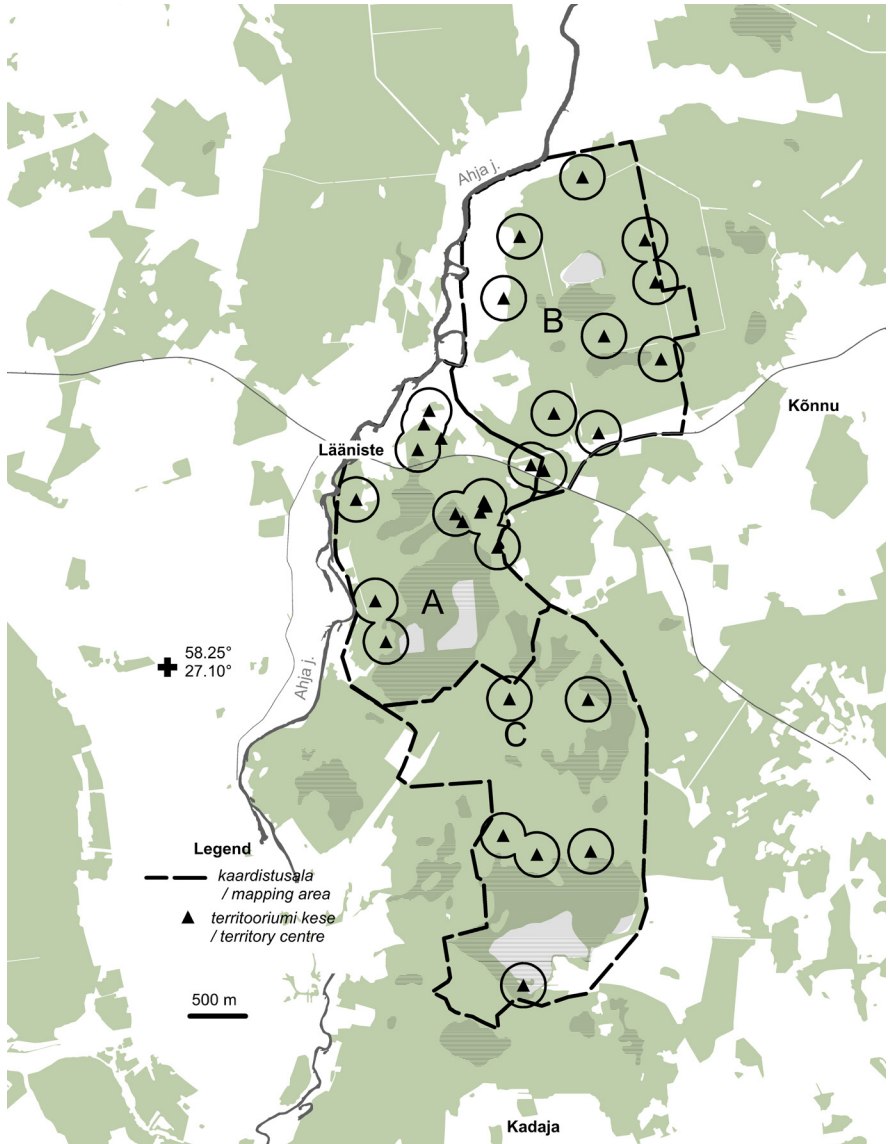
Kõik vaatlused kanti kaarditööluseks geoinfosüsteemi. Pesitsusterritooriumi määramise aluseks oli pesa, otse sellele viitav vaatlus (nt pesamaterjali või toiduga vanalind) või vähemalt kaks territoriaalse linnu vaatlust vähemalt kahepäevase vahega. Vaatluste asukohade põhjal määratleti territooriumidele aktiivsustsenter, mida on tõlgendatud (pesaleiu puudumisel) potentsiaalse pesitsupuistuna. Elupaiga-analüüsiks piiritleti selle ümber pesitsusterritoorium 200 m raadiusega ringina, mille pindala (12,6 ha) vastab enamvähem meie laiuskraadil ootuspärasele (Kuitunen & Helle 1988).

Elupaikade analüüsiks kasutati riikliku metsaregistri kaasajastatud versiooni, seisuga 1.1.2022. Võrreldes Keskkonnaagentuuri ametliku andmestikuga olid selles kaasajastatud hiljutised raiesmikud aerolaserskaneerimise andmete põhjal ning loodud keskkonnaningimuste sarnasuste alusel „virtuaalsed eraldised“ ka takseerimata metsamaale (Kaasik *et al.* 2023). Need parandused ei puudutanud potentsiaalseid pesitsupuistusid (mis olid kõik takseeritud puistutes), kuid võimaldasid terviklikult analüüsida pesitsusterritooriumide elupaigakoostist.



**Joonis 1.** Ülal: kahel uurimisaastal porri poolt asustatud 83-aastane kuivendatud siirdesoomännik (3. boniteediklass). All: porri pesad kuivanud männi korbavahes 78-aastases mustikamännikus (vasakul; 1. boniteediklass) ja jäänukremmelga tüvelõhes 40-aastases kaasikus (paremal). Autori fotod.

**Figure 1.** Upper panel: 83 year-old drained mixotrophic pine-dominated forest (productivity class 3) that was inhabited by Eurasian treecreeper for two study years. Lower panel: the treecreeper's nest in a bark pocket on a dead Scots pine in 78 year-old Myrtillus type forest (left; productivity class 1) and in a trunk fissure of a remnant willow tree in 40 year-old birch-dominated forest (right).



**Joonis 2.** Porri pesitusterritooriumid (2020–2023) ja nende ümber analüüsitud 200 m raadiusega alad Lääniste ümbruse maastikel (A–C). Rohelise taustaga metsamaa (Eesti Põhikaardi järgi), varjutatud alad siirdesoo- ja rabamuldadel.

**Figure 2.** Distribution of the Eurasian tree creeper (nest territories and the surrounding 200 m areas analyzed) in three landscapes (A–C) mapped in the surroundings of Lääniste, 2020–2023. The greenish background is forest land (Estonian Base map) and the grey shade refers to bog soils.

Peamiseks uuritavaks tunnuseks oli puistu vanus, mida vaadeldi ka peapuuliikide ja mullaviljakuste (boniteetide) lõikes. Puistu vanus oli seejuures defineeritud 1. rinde puude kaalutud keskmise vanusena, mis on ka ametlik minimaalse lubatava lageraevanuse määramise alus. Boniteetide (kõrgusindeksite) skaalat käsitleti lihtsuse huvides pidevana (teisendades Ia väärtuseks 0 ja Va väärtuseks 6), kuivõrd selle klassid erinevad ka tagavara ja selle juurdekasvukiiruse poolest enamvähem võrdsel määral (nt Tammiste 2021).

Pesitsusterritooriumid ühendati analüüsitavateks vaatlusteks kaheastmelise protseduuriga: 1) igast pesitsuspuistust valiti ainult ühe, vaatlustega kõige paremini toetatud aasta aktiivsustsenter ja 2) nende ümber 200 m puhvrina piiritletud aladest liideti üheks kõik, millel oli kasvõi osaline kattuvus (joonis 2). Niimoodi eristusid uurimisperioodil porride territooriumidele jäänud metsad, mida analüüsis võrreldi neist väljapoole jäävate metsadega uurimisalade piires.

## Tulemused

### Asustustihedus maastikul

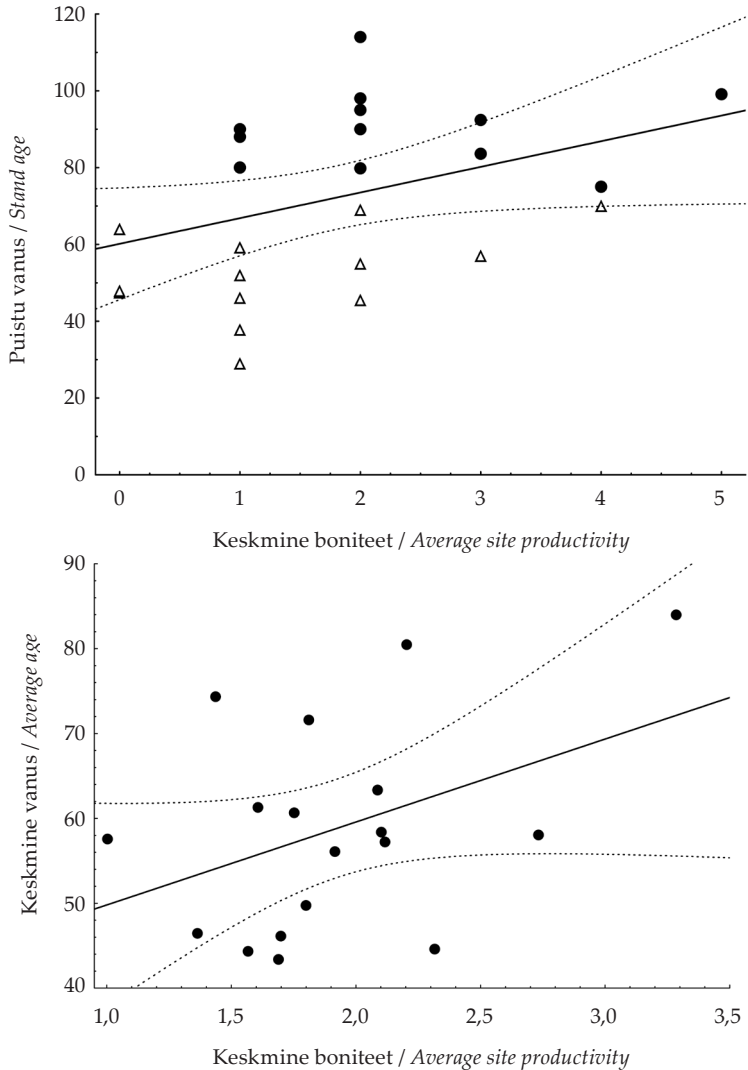
Porri asustus oli kõigis uuritud maastikes hõre. Neljal aastal uuritud keskses maastikus (joonis 2: A) leiti 2020. a kuus paari, kuid kolmel järgneval aastal stabiilselt üksnes kolm paari. Seejuures tuvastati ainult kahel aastal üksainus paar kunagise Kripsi siirdesoo alal, mille 138 hektarit on veel säilinud 18 ha metsastumata puissoona ning ülejäänud on valdavalt üle 80-aastane kõdusoostunud männik

(täpsemalt vt Lõhmus 2020). Selle paari elupaika kujutab joonis 1 ülemine foto. Põhjapoolses maastikus (joonis 2: B) määratleti 2021. a 10 paari, lõunapoolses (joonis 2: C) 2022. a aga ainult viis paari. Kokku varieerus kaardistamisega määratud asustustihedus olenevalt maastikust ja aastast seega 0,9–2,8 paari/km<sup>2</sup> metsamaa kohta, 2021.–2022. a üldkeskmisena 1,6 paari/km<sup>2</sup> metsamaa kohta. Nimetatud Kripsi kuivendatud soomännikutes oli aga keskmiselt ainult 0,4 paari / km<sup>2</sup>.

Kõige aktiivsemalt laulsid porrid uurimisaastatel aprilli esimesel poolel, kusjuures mõnes niisuguses kohas ei õnnestunud linde hiljem enam kohata. Seega pole välistatud, et sel ajal toimus veel ka hulguliikumisi ning mai-juuni vaatlused olid haudepaaride arvu hindamiseks olulised. Samas tehti aastatel 2020–2022 peamisel standardloenduste perioodil 25. maist 15. juunini kaardistus-käike peaaegu igapäevaselt, kuid porri vaadeldi keskmiselt üksnes 1,1 korda iga määratletud pesitsusterritooriumi kohta. See tähendab, et korduvregistreeringutel põhineva range kaardistusprotokolli järgimisel jäänuks valdav osa territooriumidest põhisesoonil arvestamata.

### Elupaik

Leitud tõenäolised pesitsuspuistud (territooriumide aktiivsustsentrid) paiknesid kokku 27 erinevas metsaeraldises. Peapuuliigi järgi olid sagedasemad männikud (14 eraldist; vanuses 75–114 a) ja kaasikud (8 eraldist; 46–70 a). Kolm pesitsuspuistut olid viljakad 1A–1 boniteediga kuusikud (48–52 a), üks haavik



**Joonis 3.** Boniteediklassi ja puiistu vanuse seos porri territooriumidel. a) Pesitsuspuiستud ( $n = 27$ ); eristatud on männikud (mustad täpid) ja teised puiستud (kolmnurgad). b) Pindalaga kaalutud keskmised näitajad pesitsusterritooriumidel ( $n = 18$ ). Joontega piiritletud lineaarregressiooni 95% usalduspiirid.

**Figure 3.** Relationship between site productivity class and stand age in the territories of the Eurasian treecreeper. a) Nesting stands ( $n = 27$ ); black dots denote pine-dominated stands, triangles are other stands. b) Area-weighted means in the territories. The lines show 95% confidence intervals of linear regression.



(64 a) ja üks sanglepik (69 a). Porri poolt asustatud männikud olid keskmiselt märksa vanemad ( $90,0 \pm 9,7$  SD a) kui teiste peapuuliikidega pesitsuspuistud ( $52,0 \pm 11,9$  SD a); ühtlasi olid männikud väheviljakamatel aladel (keskmine boniteet 2,1) kui teised puistud (1,3). Peamiselt sellele on omistatav nõrk üldseos puistu boniteedi ja vanuse vahel ( $r = 0,38$ ;  $p = 0,05$ ), sest sama boniteediklassi piires olid porri poolt asustatud männikud vanemad kui teised metsad (joonis 3a).

Aktiivsustsentritest 200 m ulatuses paiknenud alade liitmisel (vt Materjal ja meetodika) moodustus 18 eraldi seisvat ala, mis hõlmasid kokku 306 ha metsa (24% uuritud metsamaast). See ala peapuuliigi järgi ülejäänust väga ei erinenud: kaasikuid oli veidi rohkem (28% vrd. ülejäänud metsamaal 22%) ja männikuid veidi vähem (51% vrd 60%), aga kuusikute osatähtsus oli väga sarnane (13% vrd 14%). Tüübirühmiti olid erinevused selgemad: porrid vältisid selgelt nii raba- ja siirdesoometsi (11% vrd 25%) kui ka rabastuvaid metsi (8% vrd 12%). Seevastu palumetsi pigem eelistati (42% vrd 37%). Samuti eelistati soovikumetsi (15% vrd 7%), samas kui kõdusoometsi (11% vrd 11%) ja rohuseoometsi (4% vrd 4%) kasutati proportsionaalselt.

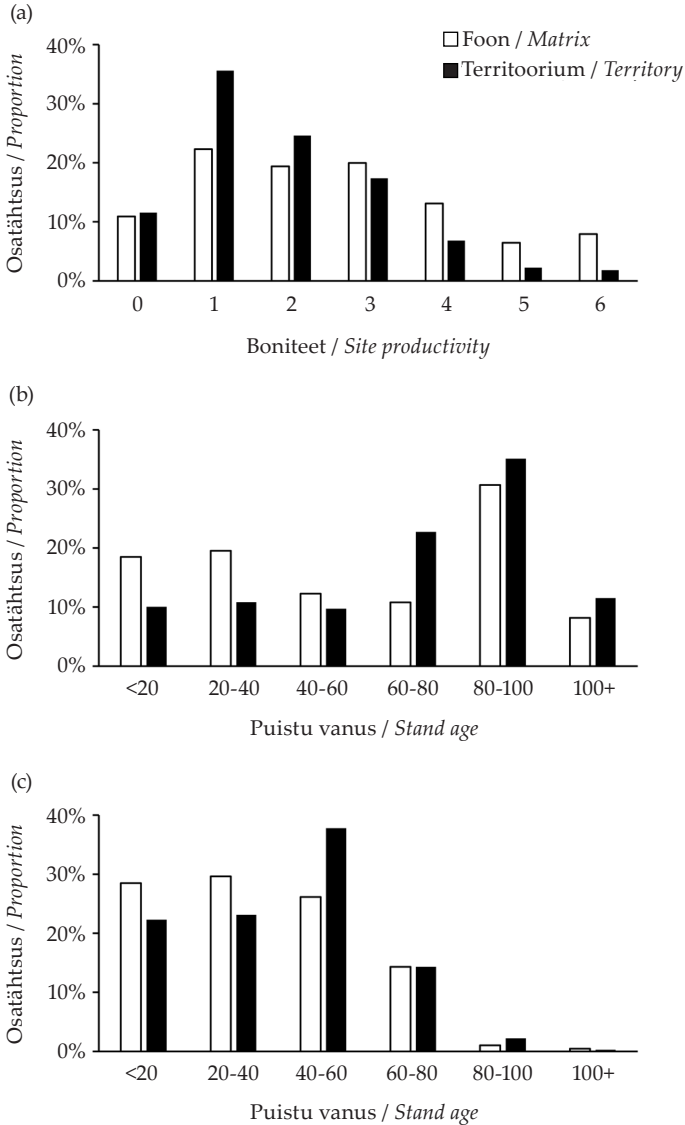
Nimetatud 18 ala täpsemal analüüsil selgus, et nende metsaeraldiste pindalaga kaalutud keskmine vanus oli märksa suurem ( $57,5 \pm 0,4$  a; 95% usalduspiirid) kui eraldiste üldkeskmine ( $48,4 \pm 3,4$  a). Boniteediklassi puhul selline keskmine erinevus puudus (vastavalt  $1,87 \pm 0,02$  ja  $1,88 \pm 0,18$ ). See näitab, et porr eelistab pesitseda ühtlaselt viljakamatel

metsa-aladel, kus on suuremaid vanema metsa laikusid (vt ka joonised 3–4).

Lisaks olid pesitsusterritooriumide eraldised (pindalaga kaalutult) keskmiselt vanemad vähem viljakatel aladel (joonis 3b). Kuigi seos oli nõrk ( $r = 0,41$ ;  $p = 0,089$ ;  $n = 18$ ), väärivad tähelepanu kitsas keskmine boniteedivahemik (ainult kahel territooriumil  $>2,5$ ) ja seose tõusunurk (keskmiselt iga boniteediklassiga 10 lisa-aastat). Seetõttu võrreldi pesitsusterritooriumidel ja neist väljaspool asunud puistute vanuselist struktuuri eraldi ka viljakamate boniteediklasside (0–3) piires. Sellistes männikutes avaldus järsk eelistus vanuseklassist 60–80 a alates (joonis 4b). Sama boniteedi puistutes, kus peapuuliigiks olid kuusk või lehtpuud, oli piirvanuseklass noorem (40–60 a) ja noorte puistute vältimine üldiselt nõrgem, kuid  $>80$  a metsi uurimisalal peaaegu polnudki säilinud (joonis 4c).

## Arutelu

Kuigi porri seotus vanemate metsadega leidis kinnitust, näitas originaaluuring, et seda seost kujundab veel vähemalt kaks ökoloogilist asjaolu – kasvukoha tootlikkus (mullaviljakus) ning männikute erinevus teistest metsadest. Neile lisandub reaalsel maastikel see, kuidas eri tootlikkusega metsi ning männikuid majandatakse. Nõnda ei pruugi lindude levik majandatavatel metsamaastikel järgida nende elupaikade looduslikku potentsiaali (sh taastumispotentsiaali): 1) viljakamate alade suurem potentsiaal võib mitte avalduda sealse intensiivsema majandamise tõttu, 2) kuivendatud või



**Joonis 4.** Metsade üldpindala jaotus porri pesitsusterritooriumidel (200 m aktiivsustsentrist) ja väljaspool neid (foon). a) Boniteediklassid. b) Boniteediklasside 0–3 männikute vanused. c) Boniteediklasside 0–3 kuusikute ja lehtpuistute vanused.

**Figure 4.** Distribution of the total forest area in the treecreeper territories (within 200 m from the activity centres) and outside these. a) Site productivity classes. b) Pine-dominated stands of productivity classes 0–3. c) Spruce- and deciduous-dominated stands of productivity classes 0–3.

kultuurimetsade elupaigaväärtus võib oluliselt erineda nende kasvukohtade looduslike koosluste omast (Lõhmus 2022a; Pass *et al.* 2022). Järgnevalt vaatlen neid aspekte porri leviku näitel lähemalt.

#### Asustustihedus maastikul

Kõigepealt arvestagem, et ka korduvkaardistamisel porri asustustihedust ilmselt enamasti alahinnatakse ning järeldusi segavad veelgi arvukuse kõikumised. Näiteks käesoleva originaaluuringu keskses maastikus hinnati rästaste puhul 2020. a arvukuse alahinnanguks 15–20% (Lõhmus 2022c). Porri puhul on alahinnang kindlasti suurem, suurusjärguks võiks pakkuda 30%. Kuivõrd see laieneb teistele uuringutele, ei ole selge. Küll aga kinnitas originaaluuring porri vähemärgatavust just kesksel kaardistussesoonil mai lõpus-juunis. Vastavalt on eriti tõenäolised alahinnangud neis töödes, kus vaatlusperiood algab hiljem. Näiteks Järvselja ürgmetsakvartalis leiti 10. maist 16. juunini 2005 kümne vaatluskäiguga (sh 7 hommikut) kokku seitse paari, aga topeltkaardistamine tippesoonil (kaks hommikut ja neile eelnenud öhtud) ei võimaldanud üle ühe paari eristada. Nõnda pole välistatud, et alaloendustega on tegemist ka samal alal varem tehtud korduvkaardistamise puhul, mis mõlemad algasid kaks nädalat hiljem ja sedastasid ainult ühe paari (viis hommikut ja neile eelnenud öhtud 23.05–15.06.1982 ning viis päeva vahemikus 26.05–06.07.1973) (Lõhmus & Rosenvald 2005).

Teisalt märgib E. Edula (1995) oma suhteliselt püsiva pikaajalise uurimisala kohta täieliku puudumise perioodide

vaheldumist perioodidega, mil ta leidis 8–9 pesa aastas. Edela-Eesti lehtmetsades kõikusid H. Vilbaste (1990) ühtse metoodikaga kogutud loendustulemused aastatel 1964–1973 umbes viis korda ja käesoleva uuringu nelja aasta jooksul kaks korda. Kui nende tähelepanekutega ühendada ilmne võimalus, et varastel kevadetal (sh aastakümnete trendina kevade varasemaks nihkudes) väheneb porri avastatavus standardsetel punkt- ja ribaloendustel, siis tuleb tõdeda, et looduskaitsekorralduse jaoks on porr keeruline uurimisobjekt.

Maastike tasemel paistavad siiski senised andmed toetavat avalõigus visandatud hüpoteesi: et metsamajandus tasandab porri leviku väljaspool kaitsealasid ühtlaselt hõredaks, nii et liigi tugev eelistus pesitseda viljakates loodusmetsades (Rosenvald *et al.* 2011) lihtsalt ei avaldu. Läänistes uuritud maastik oli äärmuslik näide, kus eelistatud metsi (enam) polnudki. Samas oli seal säilinud suhteliselt palju pesitsemiseks sobivaid vanemaidsid männikuid (joonis 4b), nii et ilmselt võib veelgi intensiivsemalt majandatavatel vähevilkakatel maastikel porri asustustihedus langeda Eestis ka alla 1 paari/km<sup>2</sup> metsamaa kohta. Enamik reaalseid majandusmetsade asustustihedusi on aga kõiki andmeid kombineerides ja ka alaloendust arvestades 2–5 paari/km<sup>2</sup> vahemikus (ka nt Lõhmus 2022a modelleerimisandmestikus on praegustele raieringidele vastav hinnang 3,8 paari/km<sup>2</sup>).

Siit kerkib küsimus porri asustustiheduse varieeruvusest loodusmaastikes: mis on selle ulatus ja ökoloogilised

põhjused ning missuguseks kujuneb suurte kaitsealade roll tulevastel maastikel? Neile küsimustele saab praegu ainult tükati vastata. Näiteks on märkimisväärne, et varasemad hinnangud viljakate loodusmetsade kohta erinesid ainult umbes kahekordses ulatuses (22–48 paari/km<sup>2</sup>), kuigi uuritud on väga erineva puuliigilise koosseisuga metsi, eri aastatel ja ka mõnevõrra erinevate meetoditega. Koosseisuliselt palju homogeensemad vanad männikud paistavad palju varieeruvamad ja seda just mulla-viljakuse gradiendil. Põlismännikute andmeid kahjuks kasutada ei olegi, ent registreeritud on järgmised arvud: looduslikes põlamännikutes (boniteet 2–3) keskmiselt 9 paari/km<sup>2</sup> (Rosenvald *et al.* 2011), valdavalt 60–120-aastastes viljakamates kõdusoomännikutes Soomaal (boniteet 3–4) 2,2 paari/km<sup>2</sup> (Kiis 2020) ja vaestes >80-aastastes kõdusoomännikutes (boniteet 4–5) ainult 0,4 paari/km<sup>2</sup> (käesolev töö). Sama järjestust paistab neis töödes ka kogu haudelinnustiku asustustiheduses.

Huvipakkuv oleks järgmiseks saada porri levikukaart ja asustustihedused mõne mosaiikse loodusmaastiku kohta, kus seni on loendatud ainult homogeenseid proovilappe. 1993. aastal korduvkaardistas autor ühe niisuguse ala Laeva soo idaservas (Loode-Tartumaa), kus oli 81 ha metsamaad, aga sellest umbes pool toona alla 50-aastaseid taastuvaid puistusi (hõlmatud Lõhmus 2022c kokkuvõttesse). Tulemuseks oli 6 paari porre (7,4 paari/km<sup>2</sup>), kelle kõigi aktiivsustsentrindid paiknesid umbes poolt ala katnud viljakamates metsades (boniteet 2–3; miinimumvanus 40 a)

ja puudusid siirdesoomännikutest. Kasvukohaelistused vastasid seega Lääniste maastikus täpsemalt dokumenteeritutele. Kahjuks ei ole Laevas kordusuuringut tehtud ning jääb teadmata, milline on porri asustus pikaajalise loodusliku arengu järel.

Elupaik ja asurkonna seisund

Pole selge, miks porr Eestis tugevasti eelistab metsi viljakatel muldadel ning miks (ka sama produktiivsusega) männikud saavutavad elupaigakvaliteedi vanemana ja neid asustatakse hõredamalt. Olemasolevad andmed pigem ei toeta otseseost toidubaasiga. Näiteks Eestis tüvedele seatud putukapüüniste andmetel ei ole viljakate alade männikud toiduvaesemad kui teised puistud (Rosenvald *et al.* 2011). Samuti ei eristunud männid lüliljalgsevaesusega uuringus, kus koguti talvel eri puuliikide korbatükke – porri oluliseks saakobjektiks olevaid ämblikke oli kõige rohkem küll sangleppadel, aga hoopis vähe kaskedel (Lõhmus *et al.* 2010). Männikutes võiks puistu vanuse selget ja hilist mõju (joonis 4b) seletada küll lüliljalgsete varjumiseks sobiva rõmelise korba kujunemisega, ent ikkagi jääb lahtiseks, miks vanemate männikute seas varieerub porri arvukus viljakusgradiendil omakorda rohkem kui 20-kordselt (vt eespool).

Pigem võivad mõju avaldada talvine kisklusrisk ja varjevõimalused. Esiteks suureneb viljakusgradiendil tugevasti männikute, eriti vanade männikute struktuuriline mitmekesisus ja varjukus. Samalaadne muutus võiks

seletada porri suhteliselt kõrgemaid asustustihedusi ka kuivendusjärgsetes viljakamates metsades, kuigi seal ei saa välistada ka toidubaasi rolli (puude tüvepinna üldine suurenemine, mitme puuliigi saagikoosluste kombineerumine). Kuuskede lisandumine ja puude tugevam kasvureaktsioon võiks seletada, miks kuivenduse mõju avaldub just viljakamates, aga mitte toitainete poolt limiteeritud kidurates siirdesoomännikutel. Tihe põõsastik aga hoopis vähendab elupaiga sobivust porrile (Calladine *et al.* 2015). Teine mehhanism võiks seostuda tihaste talvise koondumisega: on näidatud, et üksik porr saab tihastega seltsides pühendada rohkem aega toitumisele ja on kiskjatele vähem märgatav (Arévalo & Gosler 1994). Kuna nii tihased kui ka porrid jäävad territoriaalseks juba varakevadadel, siis võiks tihaste eelistus asustada õõnerohkeid vanemaid leht- ja segametsi ning vältida männikuid (eriti kiduraid soomännikuid) mõjutada ka porri levikut.

Nende kaalutlustega haakuvad ka H. Vilbaste (1990) 1964.–1973. a loendusandmed viljakatest metsadest (A. Leivits, kirjal.). Esiteks olid Nigula metsamaastiku proovilappidel (kokku 1,5 km<sup>2</sup>) kõikumised väiksemad (5,1–18,8 paari/km<sup>2</sup>; aastatevaheline variatsioonikoeffitsient 39%) kui Edela-Eestis üldiselt (vt eespool). Teiseks olid loendustulemused eriti stabiilsed viljakas loodusemetsas (30%; ala suurus 57 ha), võrreldes 30–50 a vanuse metsaga (88%; ala suurus 44 ha). Nõnda on tõenäoline, et lisaks keskmiselt kõrgemale asustustihedusele on porri asustus paremates elupaikades ka aastati stabiilsem.

Kokkuvõttes toetavad seni kogutud andmed geograafilist mustrit, mille kohaselt porr on Eestis metsamajandusele vähem tundlik kui meist põhjapoolsetel aladel. Ta ei kao siin majandatavalt metsamaastikelt liigina päris ära ja asurkondade killustumist saaksid Eesti oludes põhjustada peamiselt suured põllumassiivid. Küll aga kaotab ta majandusmetsades kümme korda väiksemate ja kõikuvate asustustiheduste juures ilmselt oma ökoloogilise rolli. Soomes on näidatud, et porrid suudavad lausa poole võrra vähendada ämblike jt pehmete selgrootute arvukust enda poolt sageli külalastatavatel tüvedel, mis on eelistatult pesa lähikonnas (Jäntti *et al.* 2001). Seda rolli ei täida Eesti metsades ükski teine linnuliik.

On tõenäoline, et vanade metsade ulatusliku raie mõjusid Eestis viimastel aastakümnetel on porri jaoks puhverdanud rida väikesi positiivseid mõjusid: pehmenev kliima, kaitsealade ja vanade kuivendatud puistute laienemine ning üldiselt viljakad (s.t kiiremini taastuvad) majandusmetsad. Samas ei ole näiteks kliimamuutuse tulevane mõju üksnes positiivne – lumikate seda tüvedel toituvat lindu kuigivõrd ei piira ja peamine suurem võib hakata seostuma talviste vihmasadudega (Peach *et al.* 1995). Parem kaitse vihma eest võiks seletada, miks porr eelistab kuusikuid, sh nooremas eas isegi looduslikult kujunevatele lehtmetsadele (Pass *et al.* 2022). Kuusikute perspektiiv võiks seega samuti mõjutada porri asurkonda tulevikus. Samamoodi on vastuoluline kuivenduse mõju: mõju võib pöörduda positiivsest negatiivseks sedamööda,

mida intensiivsemasse kasutusse kuiven-  
datud viljakamad soometsad võetakse  
ja mida lühemaid raieringe seal kasuta-  
takse (Lõhmus 2022a).

Uuringu põhjal leevendab metsaraie  
mõju porrile eeskätt viljakate metsade  
range kaitse paranemine, kuivõrd ajaloo-  
line tendents kaitsta pigem majandusli-  
kult väheväärtuslikke (kiduraid) metsi  
oli porri asurkonna jaoks marginaalne.  
Eeldatavasti koondubki lähikümnenditel  
üha suurem osa porri asurkonnast Eestis  
rangetel kaitsealadel kujunevatesse  
põlismetsadesse (vrd Lõhmus *et al.* 2020;  
Kaasik *et al.* 2023). Seda muurit võiks  
ühtlustada püsimeetsanduse laialdasem  
kasutamine, eeldusel, et need metsad  
lisavad metsamaastikele tervikuna seni-  
sest rohkem vanu ja varjupakkuvaid  
puid (vrd Suorsa *et al.* 2005; Calladine  
*et al.* 2015).

## Tänuavaldus

Agu Leivits juhtis tähelepanu Nigula  
metsades kogutud andmetele ja korrastas  
need. Tuul Sepp vaatas üle käsikirja.  
Uuringut toetas Eesti Teadusagentuur  
(grant PRG1121).

## Kasutatud kirjandus

Arévalo, J.E & Gosler, A.G. (1994) The beha-  
viour of Treecreepers *Certhia familiaris*  
in mixed-species flocks in winter. *Bird*  
*Study*, **41**, 1–6.

Calladine, J., Bray, J., Broome, A. & Fuller, R.J.  
(2015) Comparison of breeding bird assem-  
blages in conifer plantations managed by  
continuous cover forestry and clearfelling.  
*Forest Ecology and Management*, **344**, 20–29.

Clergeau, P. & Burel, F. (1997) The role of  
spatio-temporal patch connectivity at  
the landscape level: an example in a bird  
distribution. *Landscape and Urban Planning*,  
**38**, 37–43.

Edula, E. (1995) Märkmeid porrist. *Hirundo*,  
**2/1995**, 25–27.

Ellermaa, M. (2005) Linnuliikide asustusti-  
hedused majandatavas laanemetsas Edela-  
Pärnumaal. *Hirundo*, **18**, 58–66.

Gianpasquale, C. (2017) Landscape structure  
influencing the spatial distribution of the  
Short-toed Treecreeper *Certhia brachy-*  
*dactyla* in a Mediterranean agroecosystem.  
*Avian Biology Research*, **10**, 49–57.

Jännti, A., Aho, T., Hakkarainen, H., Kuitunen,  
M. & Suhonen, J. (2001) Prey depletion by  
the foraging of the Eurasian treecreeper,  
*Certhia familiaris*, on tree-trunk arthropods.  
*Oecologia*, **128**, 488–491.

Kaasik, A., Kont, R. & Lõhmus, A. (2023)  
Modeling landscape futures: full scale  
simulation of realistic socioeconomic  
scenarios in Estonia. *PLOS ONE*, **18**,  
e0294650.

Kiis, M. (2020) *Siirdesoometsade haudelinnustik:  
kuivenduse ja taastamise mõjud*. Magistritöö,  
Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu  
Ülikool, Eesti.

Kuitunen, M. & Helle, P. (1988) Relationship of  
the Common Treecreeper *Certhia familiaris*  
to edge effect and forest fragmentation.  
*Ornis Fennica*, **65**, 150–155.

Kuus, A. (2018) Porr *Certhia familiaris*. *Linmuatlas.  
Eesti haudelindude levik ja arvukus*, lk. 418–419.  
Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, Eesti.

Lõhmus, A. (2004) Breeding bird commu-  
nities 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. (2020) Haudelinnustiku asustustihedus kuivendatud Kripsi soo ümbruse metsades. *Hirundo*, **33(2)**, 30–52.
- Lõhmus, A. (2022a) Ecological sustainability at the forest landscape level: a bird assemblage perspective. *Land*, **11**, 1965.
- Lõhmus, A. (2022b) Käo (*Cuculus canorus*) arvukuse metsamaastikul: kaardistusmeetodi võimalused ja probleemid. *Hirundo*, **35(2)**, 1–18.
- Lõhmus, A. (2022c) Absolute densities of breeding birds in Estonian forests: a synthesis. *Acta Ornithologica*, **57**, 29–47.
- Lõhmus, A. & Rosenthal, R. (2005) Järvselja looduskaitsekvartali haudelinnustik: pikaajalised muutused ja inventeerimismetoodika analüüs. *Hirundo*, **18**, 18–30.
- Lõhmus, A., Kinks, R. & Soon, M. (2010) The importance of dead-wood supply for woodpeckers in Estonia. *Baltic Forestry*, **16**, 76–86.
- Lõhmus, A., Kont, R., Runnel, K., Vaikre, M. & Remm, L. (2020) Habitat models of focal species can link ecology and decision-making in sustainable forest management. *Forests*, **11**, 721.
- Mariani, J.M. & Manuwal, D.A. (1990) Factors influencing Brown Creeper (*Certhia americana*) abundance patterns in the southern Washington Cascade Range. *Studies in Avian Biology*, **13**, 53–57.
- Peach, W., Feu, C.D. & McMeeking, J. (1995) Site tenacity and survival rates of Wrens *Troglodytes troglodytes* and Treecreepers *Certhia familiaris* in a Nottinghamshire wood. *Ibis*, **137**, 497–507.
- Nellis, R. & Volke, V. (2019) Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983–2018. *Hirundo*, **32**, 63–80.
- Palomino, D. & Carrascal, L.M. (2006) Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning*, **77**, 276–290.
- Pass, E., Kont, R. & Lõhmus, A. (2022) Spruce planting leads post-clearcut bird assemblages to a novel successional pathway – a comparative study in hemiboreal mixed forests. *Annals of Forest Science*, **79**, 20.
- Poulin, J.F., Villard, M.A., Edman, M., Goulet, P.J. & Eriksson, A.M. (2008) Thresholds in nesting habitat requirements of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*), as conservation targets. *Biological Conservation*, **141**, 1129–1137.
- Rootsi, I., Viht, E. & Õun, A. (1988) Lahemaa Rahvusparki maismaa linnukooslustest. *Lahemaa uurimused III*, lk. 143–157. Valgus, Tartu, Eesti.
- Rosenthal, R. & Lõhmus, A. (2007) Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree retention effects in relation to site type. *Forestry*, **80**, 503–516.
- Rosenthal, 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.
- Runnel, A. (2020) *Eesti kaitsealadel toimunud raiete seos metsalinnukoosluste muutumisega transektoenduste andmetel*. Magistritöö, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, Eesti.
- Suorsa, P., Huhta, E., Jäntti, A., Nikula, A., Helle, H., Kuitunen, M., Koivunen, V. & Hakkarainen, H. (2005) Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biological Conservation*, **121**, 443–452.

- Tammiste, M.-A. (2021) *Puistu kasvukäigu mudelid ja ülakõrguse kasvu modelleerimine Eesti metsa kasvukäigu püsiprooviükkide võrgustiku andmetel*. Bakalaureusetöö, Metsakorralduse ja metsatööstuse õppetool, Eesti Maaülikool, Eesti.
- Vainu, A. (2017) *Puhtu metsa haudelinnustiku võrdlus aastatel 1965 ja 2017*. Uurimistöö, Pärnu Sütevaka Gümnaasium, Pärnu, Eesti.
- Vilbaste, H. (1990) Number dynamics of the breeding birds in the forests of South-West Estonia. *Communications of the Baltic Commission for Study of Birds Migration*, **22**, 102–117.
- Väli, Ü. & Laurits, M. (2006) Metsalinnustiku koosseis ja asustustihedus Kõpu looduskaitsealal Hiiu maal. *Hirundo*, **19**, 2–22.

## Summary

### Breeding of the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*) in Estonian forest landscapes

In Northern Europe, the distribution of the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*) is largely dependent on old forests. However, in Estonia, despite a significant recent intensification of timber harvesting, its population trend as estimated from standard point counts has remained stable. To explain this pattern, the study addressed the breeding distribution of the species across Estonian forest landscapes and its preference for old stands of different forest types, based on reviewing existing data and conducting an original local study.

According to published data, the breeding density of the Eurasian Treecreeper is typically approximately ten times lower in Estonian productive deciduous- and mixed-forest landscapes subjected to clearcutting-based management than in the corresponding old natural forests (22–48 pairs/km<sup>2</sup>). Additionally, there is evidence that the annual density fluctuations are smallest in large natural forests of those types (data from Vilbaste 1990).

The case study was based on territory mapping in three adjacent forested landscapes (in total, 11.6 km<sup>2</sup> forest land) in Eastern Estonia in 2020–2023 (Fig. 1). This area was dominated by Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands and lacked old-growth forest. The overall breeding density was 0.9–2.8 pairs/km<sup>2</sup> forest land. The treecreepers preferred more productive sites in this area, and spruce-dominated and deciduous stands became occupied at considerably younger age than pine forests (Figs. 3–4). An afforested drained-peatland forest area was only occupied by 0.4 pairs/km<sup>2</sup> (Fig. 1, upper panel). The reasons why the densities increase along with site productivity are unclear, but can be related to shelter conditions in winter rather than the food base.

Taken together, the evidence indicates both an impoverishing and a homogenizing impact of clearcutting-based forestry, since pine forests are generally cut at an older age than the preferred mixed and deciduous stands. As a result, the treecreeper densities in various managed forest landscapes probably fall to 2–5 pairs/km<sup>2</sup> range in Estonia. However, the species appears to be less sensitive to intensive production forestry in Estonia than in boreal Fennoscandia due to habitat-ecological differences, generally higher forest productivity, and a milder climate.